



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA**  
**BIODIVERSIDADE**

**MATHEUS PALMA ROCHA**

**FLUXO GÊNICO E ESTRUTURA GENÉTICA ESPACIAL DE *Virola officinalis***  
**Warb. (MYRISTICACEAE) NA REGIÃO DE UNA E BELMONTE – SUL DA BAHIA**  
**BRASIL**



**ILHÉUS - BAHIA**

**2017**

**MATHEUS PALMA ROCHA**

**FLUXO GÊNICO E ESTRUTURA GENÉTICA ESPACIAL DE *Virola officinalis*  
Warb. (MYRISTICACEAE) NA REGIÃO DE UNA E BELMONTE – SUL DA BAHIA  
BRASIL**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz, para obtenção do Título de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Orientador: Eduardo Mariano-Neto

Co-orientadora: Fernanda Amato Gaiotto

**ILHÉUS BAHIA**

**2017**

R672

Rocha, Matheus Palma.

Fluxo gênico e estrutura genética espacial de *Virola officinalis* Warb. (Myristicaceae) na região de Una e Belmonte – Sul da Bahia, Brasil / Matheus Palma Rocha. – Ilhéus, BA: UESC, 2017. vii. 192f. : il.

Orientador: Eduardo Mariano-Neto.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz, Programa de Pós - Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Inclui referências.

1. Diversidade das plantas – Conservação. 2. Plantas – Propagação. 3. Paisagens fragmentadas. 4. Biodiversidade – Conservação. 5. Ecologia florestal. I. Título.

CDD 333.95

**MATHEUS PALMA ROCHA**

**FLUXO GÊNICO E ESTRUTURA GENÉTICA ESPACIAL DE *Viola officinalis*  
Warb. (MYRISTICACEAE) NA REGIÃO DE UNA E BELMONTE – SUL DA BAHIA  
BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Comissão examinadora:

---

**Dr Eduardo Mariano-Neto  
Universidade Federal da Bahia – UFBA**

---

**Dr Evandro Vagner Tambarussi  
Universidade Estadual do Centro-Oeste – UNICENTRO**

---

**Drª Maria Teresa Gomes Lopes  
Universidade Federal do Amazonas - UFAM**

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a todos aqueles que, perto ou longe me acompanharam nessa caminhada. A crença de vocês na minha capacidade me deu forças para continuar quando eu pensei em desistir. Obrigado a todos, em especial:

a professora Fernanda Gaiotto que me incentivou desde o começo;

ao professor Eduardo Mariano-Neto pelo voto de confiança;

a Flora Bittencourt pela paciência e boa vontade de me ajudar em campo e no laboratório;

a Nina Maria Moura por ter segurado a barra quando ela foi pesada demais para mim;

a Dani Borges pela mão amiga quando minha paciência se esgotava;

a Dani França por ter me adotado no laboratório e por toda a sua paciência de me ensinar desde o básico;

a Alessandro Souza pela respostas exatas aos meus problemas e pela super ajuda de campo;

a Leiza Soares pela boa vontade;

a Horlei pela paciência e orientação em laboratório;

a Roger pela inestimável ajuda de campo;

a Icaro Menezes pela ajuda no reconhecimento das áreas e no campo;

a todo o grupo de Genética da Conservação da UESC por ter me acolhido desde a graduação;

a todo o grupo do Laboratório de Ecologia Aplicada a Conservação;

aos meus amigos e minha família que de maneira direta ou indireta me incentivaram a persistir;

ao corpo docente do programa de pós-graduação em ecologia e conservação da biodiversidade na UESC pelas valiosas lições;

aos colegas de turma agradeço pelos bons momentos de convivência;

Sem a ajuda de vocês esse trabalho não teria sido possível. Obrigado.

*“Vejo agora a minha longa caminhada como uma busca da verdade – verdade no meu próprio coração, no mundo à minha volta, e nas questões maiores de finalidade e existência.” (R. A. Salvatore 1991)*

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa da região entre os municípios de Una e Belmonte, BA. Ícones de árvore indicam os sítios de coleta seguidos de seus valores de porcentagem de cobertura florestal.

Figura 2. Exemplo de método de coleta num buffer com diâmetro de 2 KM representado com círculo de linha sólida.

Figura 3. Tabela de todos os loci contendo alelos nulos de acordo com a paisagem onde a população genotipada foi amostrada.

Figura 4. Coeficiente de parentesco médio (eixo Y) entre pares de indivíduos amostrados em classes de distâncias geográficas (eixo X) de 6 populações de *V. officinalis* inserida num gradiente de cobertura florestal no município de Una e Belmonte, BA.

Figura 5. Gráficos de dispersão com linha de tendência para o melhor valor de  $r^2$  ajustado testando a força da relação existente entre métricas genéticas (F – índice de fixação,  $F_{IJ}$  – Coeficiente de parentesco,  $H_o$  – heterozigosidade observada,  $H_e$  – heterozigosidade esperada, A – riqueza alélica e  $N_e$  – tamanho efetivo populacional).

## RESUMO

Os eventos de polinização e dispersão de sementes são estágios fundamentais do ciclo reprodutivo de plantas, no entanto alterações na configuração da paisagem podem modificar o comportamento e mesmo a abundância dos principais grupos funcionais vetores de eventos reprodutivos. Apesar disso foi detectado que populações de *Virola officinalis*, espécie endêmica do sul da Bahia, estão sofrendo com o isolamento reprodutivo. A presente pesquisa foi desenvolvida com intuito de avaliar o fluxo gênico e diversidade genética em indivíduos de *V. officinalis* distribuídos em classes de distância para seis populações num gradiente de cobertura florestal na escala da paisagem. Os resultados mostraram quatro casos em que valor médio de estruturação genética observado foi maior do que esperado para indivíduos numa classe de distância, no entanto a relação entre a quantidade de floresta na paisagem e as métricas genéticas apresentou baixa significância para a maioria das variáveis utilizadas. A heterozigosidade observada apresentou relação significativa com a quantidade de *habitat*, no entanto os valores sugerem um nível de diversidade genética que favorece a manutenção da espécie nas paisagens amostradas, provavelmente influenciado pela ação de dispersores e polinizadores generalistas de *habitat* que conseguem utilizar os recursos oferecidos pela planta mesmo em paisagens com pouca quantidade de *habitat*. Tais constatações sugerem que o fluxo gênico dessas populações está sendo mantido apesar do processo de fragmentação por redução de cobertura florestal, conclusão que demonstra o potencial da espécie estudada para o enriquecimento de regiões fragmentadas.

**Palavras-chave:** Genética da conservação, espécie endêmica, genética de populações, diversidade genética, microssatélites, perda de *habitat*, conectividade funcional, ecologia da paisagem.

## ABSTRACT

Seed pollination and dispersal events are fundamental stages of the reproductive cycle of plants, however changes in landscape configuration may modify the behavior and even abundance of the main functional groups vectors of reproductive events. Despite this it was detected that populations of *Virola officinalis*, endemic species of the south of Bahia, are suffering with the reproductive isolation. The present research was developed to evaluate the gene flow and genetic diversity in individuals of *V. officinalis* distributed in distance classes for six populations in a forest cover gradient on the landscape scale. The results showed four cases in which the average value of genetic structure observed was higher than expected for individuals in a distance class, however the relationship between the amount of forest in the landscape and the genetic metrics presented low significance for most of the variables used. The observed heterozygosity showed a significant relation with the amount of habitat, however the values suggest a level of genetic diversity that favors the maintenance of the species in the landscapes sampled, probably influenced by the action of generalist habitat dispersers and pollinators that can use the resources offered by the Even in low habitat landscapes. These findings suggest that the gene flow of these populations is being maintained despite the process of fragmentation by reduction of forest cover, a conclusion that demonstrates the potential of the species studied for the enrichment of fragmented regions.

**Keywords:** Conservation genetics, endemic species, population genetics, genetic diversity, SSR, habitat loss, functional connectivity, landscape ecology.



<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	<b>1</b>
<b>REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	<b>6</b>
Floresta Ombrófila Densa do Sul da Bahia .....	6
Ameaças e importância da Conservação da Floresta Ombrófila Densa do Sul da Bahia .....	7
Estudos Ecológicos em Escala de Paisagem .....	11
Fatores Genéticos .....	14
<i>Virola officinalis</i> Warb. (Myristicaceae) .....	16
<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>20</b>
Área de estudo .....	20
Desenho Amostral .....	20
Análise de Dados .....	23
<b>RESULTADOS</b> .....	<b>25</b>
Número efetivo populacional .....	25
Estrutura Genética Espacial .....	25
Análise estatística .....	26
<b>DISCUSSÃO</b> .....	<b>28</b>
<b>CONCLUSÕES</b> .....	<b>33</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>34</b>

## INTRODUÇÃO GERAL

Metade da biodiversidade existente no planeta está concentrada nas florestas tropicais. Essas florestas vêm sofrendo impactos da ação humana ao longo da história da ocupação de seu território. A conversão de ambientes naturais em áreas destinadas a atividades antrópicas provoca uma redução na quantidade de habitats disponíveis e faz com que muitas espécies não consigam se adaptar aos ambientes transformados. A degradação das florestas remanescentes, através da exploração madeireira e caça, por exemplo, é um fator que tem provocado a simplificação da estrutura da vegetação e afetado negativamente a biodiversidade das florestas (Lewis et al 2015).

A Mata Atlântica é a segunda maior floresta tropical do continente americano, abrange a costa brasileira, do estado Rio grande do sul ao Rio grande do norte, e se estende para o sul e leste do Paraguai e nordeste da Argentina. Compreende um complexo mosaico com diferentes fitofisionomias em ecossistemas associados nos quais as características de relevo, clima e altitude são diversos (Rizzini 1963; Forzza et al 2012). A Mata Atlântica representa um dos principais *hotspots* em biodiversidade do globo pois tem elevados índices de riqueza e diversidade de espécies numa região severamente ameaçada, bem como alta taxa de endemismos associada à extensão de 27 graus de latitude na qual se distribui seu território (Myers et al 2000; Colombo e Joli 2010).

Originalmente a Mata Atlântica ocupava uma área de aproximadamente 150 milhões de hectares ao longo da costa brasileira (Metzger 2009). Após séculos de exploração humana em seu território, a Mata Atlântica Brasileira foi reduzida a uma pequena fração representada por valores entre 7-8% do total original (SOS Mata Atlântica 2005; Colombo e Joly 2010) e 11-17% de sua antiga extensão (Ribeiro et al 2009). A região Sul da Bahia manteve-se como uma das áreas mais conservadas de Mata Atlântica até meados do século 20 (Sambuichi 2003). A

urbanização e a ocupação das áreas de floresta para o desenvolvimento de atividades agrícolas, principalmente o cultivo de cacau, modificaram a paisagem da região em diversos aspectos.

A maioria dos remanescentes da Mata Atlântica compreendem pequenos fragmentos, compostos de florestas de crescimento secundário em estágios iniciais ou médios de sucessão, cuja extensão não ultrapassa 50 hectares (Ribeiro et al 2009). Além do tamanho reduzido, os fragmentos remanescentes de Mata Atlântica estão, em sua maioria, bastante isolados uns dos outros. As consequências geradas pelo processo de redução levaram grande parte da biodiversidade da Mata Atlântica à condição de ameaçada de extinção, caracterizando esse domínio fitogeográfico como um dos mais ameaçados do planeta e o indicando como prioritário para conservação. (Andren 1994; Pardini 2004; Ribeiro et al 2009).

A fragmentação de habitats refere-se à subdivisão de áreas originalmente contínuas, transformadas em pequenas manchas remanescentes, isoladas umas das outras. O processo pode ocorrer naturalmente, através da ação do fogo e dos ventos, no entanto, a expansão das atividades antrópicas de exploração dos recursos naturais é a sua principal causa (Wright 1974, Pickett e Thompson 1978; Foster 1980; Burgess e Sharpe 1981; Andrén 1994). A literatura científica envolvendo os efeitos da fragmentação de habitats é ampla, porém, a diversidade de conceituações, metodologias e escalas espaciais utilizadas nas pesquisas realizadas dificulta uma análise precisa dos seus resultados. Alguns autores referem-se à tamanho da mancha, isolamento, cobertura vegetal, entre outras características, como elementos utilizados para mensurar a fragmentação (e.g., Golden e Crist 2000, Hovel e Lipicus 2001; Golden e Crist 2000; Hargis et al. 1999; Robinson et al. 1995; Summerville e Crist 2001; Virgós 2001). Enquanto outros abordam a fragmentação e tais características de forma distinta (Collingham e Huntly 2000; Goodman e Rakotodravony 2000; Laakkonen et al. 2001). Fahrig 2003 aponta que uma análise imprecisa dos efeitos de cada um destes processos pode ofuscar o fato de que impactos negativos gerados pela perda de habitat excedem os efeitos da fragmentação do habitat (Fahrig 2003).

A redução de cobertura vegetal atinge a biodiversidade limitando a disponibilidade de recursos e influenciando na capacidade de suporte das

populações (Fahrig 2002, 2003). Reduzir a quantidade de habitat disponível tem como consequência a redução da taxa de emigração e de mortalidade das espécies. Pelo aumento da distância entre as populações, os animais tem seu fluxo biológico interrompido, o que prejudica os processos ecológicos dependentes deles como a reprodução das plantas matriz, potencializando os efeitos de pressão endogâmica e deriva genética, prejudicando eventos reprodutivos e colocando em risco a diversidade genética de muitas espécies (Fahrig 2002; Montagna 2014).

Os primeiros estágios da perda de habitat poderão causar o declínio de uma população. O ponto de mudança drástica na população ou comunidade, em um rápido intervalo de alteração na porcentagem de habitat para a espécie alvo é considerado um limiar ecológico (Zuckerberg e Porter 2010; Fahrig 2003). Muitas pesquisas tem sido realizadas com o intuito de analisar a relação entre a quantidade de habitat na paisagem e a riqueza, abundância e diversidade de grupos taxonômicos como aves (Adrén 1994; Radford et al 2005), pequenos mamíferos não-voadores (Pardini et al 2010), Myrtaceae (Rigueira et al. 2013), Arecaceae (Oliveira 2013), Sapotaceae (Lima e Mariano-Neto, 2014) e Rubiaceae (Andrade 2013). A perda de habitat é apontada como agente responsável pela redução substancial no número de espécies em diversas paisagens estudadas. Contudo, as relações entre a resposta biológica e o montante de habitat na paisagem podem apresentar tanto respostas lineares, quanto podem evidenciar relações não lineares em algumas paisagens sobre pressões antrópicas (Lindenmayer e Luck 2005).

No que se refere ao limiar para diminuição de diversidade de plantas, pode-se adotar uma abordagem frente à longevidade dos indivíduos arbóreos. Devido ao longo período de vida apresentado pela maioria das espécies de árvores, ainda que o processo de perda de habitat possa influenciar fatores como a polinização e dispersão de sementes de uma população, haverá indivíduos adultos cuja presença precede esse acontecimento. Portanto, é possível que mesmo que seja observada uma alta diversidade genética, a manutenção dessa característica pelas gerações seguintes esteja inviabilizada (Lindenmayer e Luck 2005; Drinnan 2005). A compreensão de fatores como a relação entre fluxo gênico e adaptação local, a configuração das subdivisões em populações e a distribuição espacial da variação

adaptativa, entre outros, traz subsídio para embasar a escolha de melhores áreas destinadas a conservação (Storfer et al 2010)

A genética da paisagem é um recente campo interdisciplinar de investigação que integra dados e métodos relacionados à ecologia da paisagem, ecologia espacial, geografia e genética de populações (Manel et al 2003). Estudos com abordagem de genética da paisagem possibilitam compreender como características da paisagem (fragmentação, perda de habitat, qualidade da matriz) influenciam nos processos de fluxo gênico e, por consequência, na distribuição da variabilidade genética no espaço (Storfer et al 2010; Holderegger et al 2010).

A relação entre aspectos genéticos descritivos da população e as características da paisagem (e.g. conectividade entre as manchas e permeabilidade da matriz) pode ser utilizada para medir o fluxo gênico entre populações e o parentesco entre indivíduos. Ao comparar estes aspectos obtidos em paisagens com diferentes qualidades de matriz ou num gradiente de disponibilidade de habitat pode-se enxergar o efeito do isolamento por distância (IBD) ou da redução de habitat (Holderegger e Wagner 2008).

*Virola officinalis* é uma espécie arborea endêmica do sul da Bahia, conhecida popularmente como Bicuíba Branca, que apresenta populações em situação de isolamento reprodutivo (Bittencourt et al 2013). A falta de fluxo gênico entre populações e a proximidade de parentes, promove o aumento na taxa de eventos endogâmicos. Essa situação favorece que as proporções de alelos não se mantenham constantes ao longo do tempo (Ritland 1990). Utilizando a medida de correlação nas frequências alélicas para um locus em pares de indivíduos é possível obter um estimador de parentesco para avaliar se o parâmetro aferido está ou não de acordo com o esperado para os indivíduos em categorias de espacialização, de modo que indivíduos inseridos em regiões com menor quantidade de habitat terão maior fluxo gênico local e menor fluxo gênico regional, portanto um valor de parentesco mais elevado do que aquele presente em populações inseridas em áreas com maior quantidade de habitat (Louiselle 1995).

O presente estudo foi concebido a fim de avaliar o grau de parentesco e diversidade genética em indivíduos de *V. officinalis* distribuídos em classes de distância para cada população em um gradiente de cobertura florestal, avaliando o

impacto causado pela redução da cobertura florestal na estrutura genética espacial de populações inseridas em fragmentos de mata da região sul da Bahia.

Investigar o comportamento da estrutura genética espacial em tais condições trará novas evidências que auxiliarão a elaboração de estudos adequados para a conservação de fragmentos ameaçados e na regeneração de áreas degradadas, uma vez que a *V. officinalis* enquadra-se na categoria de espécie pioneira e endêmica.

A fim de testar a hipótese estabeleceram-se os seguintes objetivos específicos para este trabalho:

- a. Verificar a distância de parentesco médio em populações de *V. officinalis* presentes em um gradiente de cobertura florestal na escala da paisagem;
- b. Avaliar a relação o comportamento dos valores de distância de parentesco médio em relação a quantidade de habitat na escala da paisagem.

## REVISÃO DE LITERATURA

### **Floresta Ombrófila Densa do Sul da Bahia**

No período da colonização brasileira a Mata Atlântica representava aproximadamente 15% do território nacional, abrangendo todo o leste do Brasil, se inserindo no Paraguai e na Argentina, figurando entre as maiores florestas tropicais do mundo (SOS Mata Atlântica e C.I. 2005). Neste período a Mata Atlântica brasileira correspondia a cerca de 13.953.849 km<sup>2</sup> (Ribeiro et al 2009), distribuídos em 17 estados brasileiros: Alagoas, Bahia, Ceará, Espírito Santo, Goiás, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Paraná, Rio de Janeiro, Rio Grande do Norte, Rio Grande do Sul, Santa Catarina, São Paulo e Sergipe.

A Mata Atlântica Brasileira consiste em um domínio heterogêneo que comporta diferentes fitofisionomias e composições florestais, classificadas como Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual, Manguezais, Restingas, Campos de Altitude e Brejos Interiores e enclaves florestais do Nordeste (Rizzini 1963). A complexidade de fitofisionomias e ecossistemas associados nos territórios da Mata Atlântica está relacionada à grande amplitude de mais de 27 graus de latitude sul, 25 graus de longitude leste, responsável pela grande variação na composição de solos e pelos índices de precipitação que variam entre 1000 à 4000 mm ao ano (Leitão-Filho 1982; Silva e Tabarelli 2000; Câmara 2003).

A região sul da Bahia está inserida no domínio da Mata Atlântica, e comporta ambientes classificados como Floresta Ombrófila Densa, manguezal ou restinga (Da Fonseca 1985; Koeppen 1948; Bittencourt et al 2013). O município de Una, no sul da Bahia, apresenta vegetação classificada como Floresta Ombrófila Densa,

perenofolia, com dossel de até 50 M, presença de arvoretas, arbóreas, arbustos, samambaias, epífitas e bromélias (Gouvêa 1969). Os índices termo pluviométricos são elevados, com chuvas bem distribuídas durante o ano, sem um período de seca definido (Elleberg, Mueller-Dombois 1956/66). O clima na região é do tipo Af quente, apresentando precipitação anual superior a 1300 mm, concentradas nos meses de janeiro a abril, outubro a dezembro e no mês de agosto, sem um período seco definido (Koeppen 1948; IBAMA/MMA 1998). As temperaturas anuais apresentam variação entre 24°C e 26°C no verão e 18 °C no inverno (Mori et al 1983).

Os índices de riqueza e diversidade de espécies na mata atlântica são bastante expressivos para diversos grupos biológicos. Estima-se que existam mais de 20.000 espécies de plantas, 936 espécies de aves, 475 espécies de anfíbios, 306 espécies de répteis e 263 espécies de mamíferos (Mittermeier et al 2004). Uma parcela significativa das espécies distribuídas nas áreas de Mata Atlântica são endêmicas, podendo atingir taxas entre 30% para aves a 44% em plantas (Mittermeier et al 2004). Estudos realizados no Parque Estadual da Serra do Conduru, no sul da Bahia, apontaram que podem ser encontradas até 454 espécies de plantas lenhosas em um único hectare, indicando que a região pode representar a maior diversidade do mundo, considerando a relação de árvores por unidade de área (Martini et al 2007).

### **Ameaças e importância da Conservação da Floresta Ombrófila Densa do Sul da Bahia**

O processo de supressão e exploração da Mata Atlântica teve início durante a colonização europeia no Brasil (Dean 1995) e foi intensificado no começo do século passado, como consequência da utilização de maquinário em detrimento da mão de obra nas atividades exploratórias. A redução da vegetação em diversos territórios do bioma resultou em sua fragmentação, de modo que atualmente mais de 80% da floresta remanescente encontra-se disposta em manchas com menos de 50 hectares cada, altamente isoladas umas das outras (Ribeiro et al 2009).

A urbanização e a ocupação das áreas de Mata Atlântica para o desenvolvimento de atividades agrícolas modificou a paisagem em diversos



aspectos. A extração do Pau Brasil, o desmatamento de grandes áreas de florestas para a agricultura e pecuária, a introdução da cana de açúcar e outras monoculturas, a mineração e diversos outros processos de uso da terra acarretaram na redução e fragmentação da Mata Atlântica.

A redução de floresta na paisagem é um fator que atinge diretamente a biodiversidade através da redução na disponibilidade de recursos, influenciando na capacidade de suporte das populações (Fahrig 2002, 2003). O processo de redução da Mata Atlântica tem uma série de estágios, o corte seletivo de espécies com valor econômico e o desmatamento com propósito de criar pastos ou monoculturas, alteram a cobertura vegetal e conseqüentemente a estrutura da floresta, levando à formação de uma paisagem diversificada com diferentes níveis de permeabilidade, o que causa o isolamento de populações de fauna e flora nativa (Jackson e Fahrig 2015).

Reduzir a quantidade de hábitat disponível tem como consequência o aumento da taxa de emigração e de mortalidade das espécies. O efeito de borda é mais um dos fatores negativos acarretados pela fragmentação de florestas. Quanto maior o nível de fragmentação de uma área maior o efeito de borda observado. Destacam-se entre esses efeitos distúrbios físicos na vegetação e no solo, mudanças em atributos abióticos como incidência de luz, aumento de temperatura e exposição ao vento e o aumento na entrada de organismos, material (pólen, sementes, poluentes) e energia (Murcia 1995). Devido ao aumento do efeito de borda que acompanha a fragmentação, os habitats disponíveis em remanescentes podem não atender as necessidades das espécies de interior da floresta (Murcia 1995; Olifiers e Cerqueira 2006).

Ainda que existam restrições legais envolvendo a prática da caça, essa atividade é desenvolvida em todo Brasil, tanto para fins de subsistência, quanto para fins comerciais. A Mata Atlântica é um dos ambientes em que os prejuízos provocados pela caça são mais evidentes. Diversos animais, principalmente grandes mamíferos herbívoros ou frugívoros, que desempenham um papel fundamental na dispersão de sementes a longa distância, na fertilização do solo e na renovação da floresta, são visados por caçadores. O impacto da caça desenfreada representa uma ameaça de extinção local para muitas espécies de

animais e promove uma redução na eficiência dos serviços ecológicos prestados pela floresta. Em áreas onde as populações de grandes mamíferos são reduzidas ou desaparecem, as consequências podem envolver o desaparecimento de plantas com sementes grandes, que dependem da existência desses animais para sua dispersão (Cullen et al 2000).

Um fator que intensifica as ameaças à floresta atlântica é o fato de que grande parte dos fragmentos estão situados em propriedades privadas, o que amplia a vulnerabilidade a distúrbios, geralmente relacionados ao uso não sustentável dos recursos disponíveis (Silva et al 2004). Um agravante para esta situação é a falta de aprimoramento da legislação ambiental brasileira. As determinações regidas pelo código Florestal criado em 1965, o novo código florestal aprovado em 2012 e as recentes decisões judiciais envolvendo questões referentes à proteção dos remanescentes de mata atlântica não garantem proteção efetiva a este bioma. No que se refere às leis ambientais, o ordenamento jurídico brasileiro demonstra a falta de análises pautadas no conhecimento científico já produzido nas áreas de ecologia e conservação (Metzger 2009; Panasolo 2013; Covre e Clemente 2014).

Mesmo com a situação desfavorável que enfrenta a Mata Atlântica remanescente representa um dos principais hotspots em biodiversidade do globo, pois apresenta elevados índices de riqueza e diversidade de espécies, bem como alta taxa de endemismos (Myers et al 2000; Colombo e Joli, 2010). A importância biológica da floresta atlântica e o crescente dano causado pela ocupação desordenada dos seus territórios caracterizam esse bioma como um dos mais ameaçados do planeta. Cerca de 60% das espécies categorizadas como ameaçadas de extinção na lista oficial da fauna brasileira habitam a Mata Atlântica (Pardini 2004).

A alta complexidade na estrutura da vegetação da paisagem característica dos remanescentes de Mata Atlântica no Sul da Bahia pode ser responsável pela grande diversidade biológica intrínseca ao bioma na região (Faria et al 2009). A riqueza e diversidade local de animais, fungos, vegetais somadas ao elevado número de endemismos indicam a região como um hotspotem biodiversidade

(Amorim et al 2005; Laurence 2009). Algumas áreas, por exemplo, chegam a apresentar 450 espécies de vegetais por hectare (Martini et al 2007).

A região sul da Bahia teve como principal e mais expressiva atividade agrícola o cultivo de cacau (*Theobroma cacao*). As plantações de cacau foram desenvolvidas principalmente através de um sistema popularmente chamado de cabruca, que consiste na utilização de árvores nativas para o sombreamento do plantio. Além da preservação das espécies arbóreas características da Floresta Ombrófila Densa, mantidas no sistema de produção, a cabruca promoveu uma conectividade entre plantações de cacau e áreas de floresta. Essa conectividade favoreceu a preservação do fluxo gênico de diferentes espécies de vegetais, bem como manteve a fauna capaz de explorar os recursos disponíveis nestes ambientes (Sambuichi 2006; Faria et al 2009; Bittencourt et al 2013).

A crise do cacau, provocada por um fungo (*Moniliophthora perniciosa*) causador da doença vassoura-de-bruxa, culminou em uma crise econômica regional (Alves 2006). As grandes árvores nativas que sombreavam as cabrucas nos remanescentes de Floresta Ombrófila Densa passaram a ser derrubadas por madeireiros e servir como fonte de renda. A busca por madeira intensificou o processo de desmatamento das áreas de floresta na região (Sambuichi 2003). A demanda por celulose e a supervalorização do Eucalipto como matéria prima estimulou a substituição das cabrucas e demais cultivos de frutíferas por plantações de eucalipto. O desenvolvimento dessa monocultura atingiu extensas áreas de Floresta Ombrófila Densa no Sul da Bahia (Pereira e Lessa 2011; Gonçalves 2012). Árvores matrizes milenares das florestas da região foram perdidas nesse processo e todo o ecossistema foi afetado (Magnanini e Magnanini 2002).

Bittencourt et al (2013) analisaram a estrutura genética de quatro populações de *Virola officinalis* distribuídos em remanescentes florestais dos municípios de Una e Belmonte, situados no sul da Bahia. Sua pesquisa desenvolveu e utilizou marcadores moleculares específicos que se mostraram eficientes para estudos evolutivos e ecológicos envolvendo a espécie. A ferramenta utilizada possibilitou testar a existência de relações entre a porcentagem de cobertura vegetal das áreas amostradas e a manutenção dos recursos genéticos

da espécie. Os resultados alcançados não apresentaram valores significativos no que se refere a diversidade genética entre populações. No entanto, observou-se que a porcentagem de cobertura vegetal dos fragmentos poderia estar contribuindo para a redução da diversidade gênica e favorecendo a endogamia nos fragmentos estudados.

Os dados de variados estudos apontam que o desenvolvimento de cuidadosas estratégias de conservação e restauração da Mata Atlântica são necessárias e cada vez mais urgentes. Pesquisas sugerem que os esforços destinados à conservação da biodiversidade sejam direcionados prioritariamente para as áreas com cobertura florestal mais expressiva. Para os fragmentos com menor porcentagem de cobertura florestal, é sugerido que sejam realizadas melhorias que beneficiem as áreas ao entorno (Ribeiro et al 2009; Bittencourt et al 2013). A criação de reservas legais de proteção à natureza, expansão das áreas protegidas, o reflorestamento e a manutenção de corredores ecológicos entre fragmentos e sistemas agroflorestais de uso da terra, são essenciais para a continuidade das espécies características da Mata Atlântica (Ayres et al 2005).

Medidas protetivas para sanar a facilitação de acesso de caçadores e extrativistas, atividades de conscientização da população a respeito dos prejuízos da caça, melhoria na fiscalização das áreas protegidas, entre outras ações, são importantes para a preservação dos animais que vem sendo abatidos e conseqüentemente para a manutenção das espécies que se beneficiam da sua presença nos fragmentos florestais remanescentes de Mata Atlântica (Tabarelli et al 2005).

A investigação da estrutura genética de espécies arbóreas presentes nos fragmentos de remanescentes de Floresta Ombrófila Densa do Sul da Bahia pode ser utilizada como ferramenta para analisar a viabilidade e aptidão de estratégias de conservação, uma vez que as conseqüências provocadas pelo desmatamento e perda de habitat para a habilidade evolutiva de populações destes fragmentos podem ser bastante complexas (Aparicio et al 2011).

### **Estudos Ecológicos em Escala de Paisagem**

O termo ecologia da paisagem foi usado pela primeira vez em 1939, por Carl Troll, biólogo e geógrafo alemão que visava entender a complexidade dos fenômenos naturais. Em um encontro em Allerton Park, nos Estados Unidos, em abril de 1983 a “Ecologia de Paisagem” foi implementada como uma nova disciplina (Sanderson e Harris 2000; Turner et al 2001). A preocupação com os padrões da paisagem e dos seus condicionantes atribuiu à ecologia da paisagem o estudo da estrutura, função e mudança nos elementos espaciais da paisagem ao longo do tempo.

Paisagem é conceituada como um mosaico heterogêneo, interativo, caracterizado por um observador que identifica pelo menos um fator determinante da heterogeneidade e uma escala a ser considerada na investigação (Ritter e Moro 2012). Esta é uma perspectiva da Ecologia de Paisagem que integra aspectos de duas abordagens, a geográfica e ecológica. Na abordagem geográfica, que agrega ciências sociais, geofísicas e biológicas, os processos analisados baseiam-se em escalas espaciais. Nesta perspectiva, paisagem é o espaço modificado pela ação dos seres humanos. A abordagem ecológica leva em consideração as características biológicas, principalmente relacionadas aos requisitos de área de vida, alimentação, refúgio e reprodução de cada espécie ou comunidade analisada. A paisagem é definida sob a ótica de uma espécie que sente a heterogeneidade espacial (Metzger 2001).

Estudos ecológicos em escala de paisagem têm como objetivo compreender a estrutura, função e dinâmica de ecossistemas heterogêneos e interativos (Metzger 2001). A partir da definição de determinada escala, realizam-se estudos baseados na heterogeneidade espaço-ambiental, na ocorrência e manutenção de populações, comunidades e processos (Koblitz et al 2011). Como os habitats são diversos e espécie-específicos, é importante a determinação de escalas adequadas e metodologias bem delineadas (Pivello e Metzger 2007; Bender et al 1998). A maioria dos estudos em nível de paisagem, realizados em florestas tropicais, analisam principalmente os aspectos estruturais da paisagem como quantidade de habitat, permeabilidade da matriz, distância entre fragmentos, ou seja, grau de isolamento e conectividade da paisagem (Faria et al 2009; Lopes 2009; Martensen et al 2008; Ribeiro et al 2009; Tabarelli et al 1999).

Através de simulações de paisagens com diferentes porcentagens de cobertura florestal, Andren (1994) concluiu que a perda de habitat foi o principal driver para a redução da riqueza de espécies dos grupos estudados. O referido trabalho estimulou o desenvolvimento de pesquisas envolvendo diversos grupos de animais e plantas, realizadas com o intuito de analisar a relação entre a quantidade de habitat na paisagem e a riqueza, abundância e diversidade em determinado ambiente (Lima e Mariano-Neto 2014; Lindenmayer e Luck 2005; Montoya et al 2010). Estudos recentes com populações de aves (Radford et al 2005), pequenos mamíferos não-voadores, grupos funcionais (Sasaki et al 2011) e várias espécies arbóreas (Montoya et al 2010) e taxa de plantas como Myrtaceae (Rigueira et al 2013), Sapotaceae (Lima e Mariano-Neto, 2014) e Rubiaceae (Andrade 2013), apontaram a perda de habitat como agente responsável pela redução substancial no número de espécies nas paisagens estudadas.

Conforme indicado por Lindenmayer e Luck (2005), os estudos envolvendo a relação entre a resposta biológica e o montante de habitat na paisagem podem apresentar resultados altamente variáveis. Tanto respostas que apontam para uma relação linear, quanto evidências da relação não linear entre a resposta biológica e o montante de habitat podem existir em algumas paisagens sobre pressões antrópicas (Lindenmayer e Luck 2005). Considerando que as espécies podem responder aos distúrbios ecológicos de diferentes formas, é difícil definir qual abordagem é mais indicada para avaliar a perda de habitat e identificar o quanto de habitat é necessário para manter populações, comunidades ou interações em um determinado ambiente (Fahrig 2001). Os valores mínimos de cobertura florestal dentro de uma paisagem são o cerne da hipótese do limiar ecológico para a persistência de grupos nos ambientes florestais e a sua identificação é um dos grandes objetivos dos estudos de Ecologia da Paisagem.

Considera-se como limiar para um processo ecológico o ponto de mudança drástica na população ou comunidade em estudo, em um rápido intervalo de alteração na porcentagem de habitat para a espécie alvo (Zuckerberg, Porter 2010; Fahrig 2003). Segundo esta hipótese, acima de determinado montante limite de cobertura florestal ocorre uma perda linear do componente biótico estudado, e abaixo dele ocorre uma perda brusca deste mesmo componente (Radford et al 2005). A pesquisa de Andren (1994), através de simulações, indicou um ponto de

colapso para a riqueza de aves e mamíferos girando em torno de 10 a 30% de cobertura de habitat na paisagem. Este estudo abriu as portas para outros trabalhos realizados com o objetivo de identificar a existência do ponto crítico para a persistência de muitas espécies. Os valores de limiar são ferramentas importantes para a análise de problemas ambientais e podem facilitar a gestão dos recursos naturais, auxiliando a capacidade de prever o comportamento dos ecossistemas no futuro (Groffman et al 2006). Contudo, é necessário que o processo de análise e identificação do limiar sejam conduzidas de forma rigorosa, uma vez que quaisquer erros estatísticos no desenvolvimento da avaliação podem comprometer a detecção e utilização do valor de limiar nos sistemas naturais (Ficetola e Denoël 2009).

### **Fatores Genéticos**

A genética da paisagem é um recente campo interdisciplinar de investigação que integra dados e métodos relacionados à ecologia da paisagem, ecologia espacial, geografia e genética de populações (Manel et al 2003). Compreende pesquisas que visam quantificar explicitamente os efeitos da composição paisagística, configuração e qualidade da matriz no fluxo genético e variação genética espacial (Storfer et al 2007) combinando dados genéticos da população, adaptáveis ou neutros, com dados relacionados a estrutura da paisagem (Holderegger e Wagner 2006). Um diagnóstico sobre os processos e padrões de fluxo gênico e a dinâmica populacional, obtidos através da análise genética da paisagem, pode interferir no destino evolutivo das espécies (Funk e Murphy 2010), principalmente no que se refere à conservação dos recursos genéticos de espécies endêmicas ou ameaçadas de extinção (Sommer et al 2013; Baguette et al 2013).

As consequências genéticas da fragmentação de habitats em espécies vegetais têm sido avaliadas em diversos estudos recentes (Bittencourt, Sebbenn 2008; Gaiotto et al 2003; Tarazi, Mantovani, Reis 2009; Young, Boyle, Brown 1996). Os resultados indicam que o processo de fragmentação promove uma redução imediata no número de alelos, associada a uma redução no tamanho populacional. Dessa forma, a falta de conectividade entre fragmentos favorece a fixação de alelos e, conseqüentemente, poderá colaborar para a diminuição da diversidade genética em espécies arbóreas (Cascante et al 2002; England et al

2002; Bizoux et al 2009). A genética da fragmentação florestal sugere que durante o processo de fragmentação, a perda genética ocorrida com a diminuição da população pode variar conforme o nível de redução da população original. Além disso, características de crescimento espaço-temporal da espécie, sistemas de reprodução e distribuição agregada ou não dos indivíduos na população, mecanismos de dispersão e polinização, somados aos efeitos de perda de habitat, também serão determinantes (Bacles e Jump 2010).

O conhecimento sobre a estrutura genética e o fluxo gênico dentro e entre populações é um elemento chave para prever as consequências genéticas causadas pela fragmentação (Bittencourt, Sebbenn 2008). A estrutura genética espacial (EGE) pode ser entendida como a distribuição homogênea dos alelos e genótipos no ambiente, de forma a aproximar geneticamente os indivíduos de uma determinada população (Farias 2010). A EGE está relacionada com aspectos da biologia reprodutiva e com o parentesco existente entre os indivíduos e processos evolutivos e ecológicos, como dispersão, competição e heterogeneidade do ambiente podem influenciar nos padrões de distribuição espacial de uma população (Loveless e Hamrick 1984).

Alguns estudos focados na análise da estrutura genética dentro de populações de espécies arbóreas não detectaram EGE nas populações amostradas (Doligez e Joly 1997, Epperson e Alvarez-Buylla 1997), outros indicaram fraca estrutura a curta distância (Loiselle et al 1995, Jones e Hubbell 2006), enquanto outros revelaram a EGE nas populações das espécies analisadas (Ueno et al 2000; Dutech et al 2002; Martins et al 2006). Tanto fatores ecológicos e genéticos operando nas populações naturais, quanto a diferença nos métodos de amostragem espaço-temporal e procedimentos de análises estatísticas podem ser determinantes para a variação observada (Smouse e Peakall 1999; Vekemans e Hardy 2004).

A utilização de marcadores moleculares, principalmente os codominantes e polimórficos microssatélites, é indicada como uma eficiente ferramenta para a obtenção de informações sobre a genética de populações (Manel et al 2010; Storfer et al 2010). Microssatélites são pequenas sequências repetitivas de 1 a 6 nucleotídeos, inseridos entre regiões gênicas específicas e preestabelecidas



(Maguire et al 2001; Nybom 2004). Tais marcadores são considerados evolutivamente neutros e classificados como instáveis no genoma, capaz de gerar locos polimórficos, interessantes para o estudo de populações (Zucchi 2002).

A análise dos dados obtidos através da utilização de marcadores pode ser desenvolvida sob diferentes abordagens científicas. Marcadores permitem avaliar a dispersão dos genes através de abordagens indiretas como comparações de frequências alélicas entre populações, ou na reconstrução de árvores genealógicas. A análise de paternidade em eventos recentes de dispersão é utilizada na abordagem direta de parâmetros de dispersão (Avice 2010; Bittencourt et al 2013). Apesar da comprovada eficácia para estudos genéticos o desenvolvimento deste marcador molecular deve ser individual para cada espécie que se pretende analisar. Essa técnica é realizada através do sequenciamento genômico de regiões ricas em DNA repetitivo (Wright et al 1995).

A falta de conectividade, causada pela ausência de vetores reprodutivos que promovem o fluxo de pólen e sementes (e.g. polinizadores e dispersores), entre fragmentos pode contribuir para perda de diversidade genética em espécies arbóreas (Martins et al 2008; Bizoux et al 2009). Investigar a estrutura genética das espécies existentes nos remanescentes florestais, resultantes da fragmentação e perda de habitat, constitui um importante instrumento para fins de conservação, afinal o processo de fragmentação poderá resultar em diferentes e complexas consequências para a estrutura genética de plantas (Aparicio et al 2011).

### ***Virola officinalis* Warb. (Myristicaceae)**

A família Myristicaceae comporta espécies de características gerais consideradas primitivas entre as angiospermas vivas (Rodrigues 1980). A família é pantropical e dos 21 gêneros que abrange, apenas nove ocorrem nas Américas, sendo cinco destes distribuídos na América do Sul (*Compsonera*, *Iryanthera*, *Osteophloeum*, *Otoba*, *Virola*). As espécies que compõem a família são, em geral, árvores medianas, arvoretas e árvores de dossel, com raras exceções para arbustos. Dentre os caracteres diagnósticos da família Myristicaceae destaca-se características peculiares como: Tronco com entre-nós bem definidos; casca do tronco, quando cortada ou ferida, exsudando seiva avermelhada em geral

abundante e translúcida que em contato com o ar se oxida, passando a vermelho (exceto em *Osteophloeum* Warb.); folhas coriáceas, inteiras e sem estípulas; pecíolo profundamente canaliculado; filotaxia alterna, dística (Ribeiro 2009). Infrutescência pendunculada; frutos subglobosos ou oblongos carenados ou lisos, pericarpo variante de fino a espesso e lenhoso, arilo ou sarcotesta coloridos e brilhantes e mesocarpo relativamente carnoso, rico em lipídios, coriáceo, castanho, com 2,52mm de espessura; Placentação basal, livre, monospermica e dispersão de sementes zoocórica (Cardoso et al 1994; Gurgel et al 2006; Lenza e Oliveira 2006; Galett et al 2000; Howe 1981; Russo et al 2004; Howe e Kerckhove 1981; Rodrigues 1980)

O gênero *Virola*, integrante da família Myristicaceae, comporta cerca de 35 espécies descritas no mundo. Essas árvores ocorrem em áreas com alta luminosidade como clareiras, trilhas capoeiras e áreas abertas (Rodrigues 1980 Bittencourt et al 2013). As diferentes espécies distribuem-se em regiões da Hiléia Amazônica, Florestas Costeiras e Cerrados, no entanto há diferença na composição de espécies registradas na Floresta Ombrófila Densa da Mata Atlântica em relação as que ocorrem na Bacia Amazônica (Paula e Soares 2011; Lorenzi 1949; Rochelle et al 2011) .

Diversas formas de utilização são apontadas para diferentes espécies do gênero *Virola*. Índios de algumas tribos Amazônicas fazem uso do "rapé" preparado da resina da casca de *Virola theiodora* ,*V. elongata* e *V. calophylla* para fins alucinógenos. A análise dos compostos presentes nestas plantas comprovou a sua eficácia para atividades desta natureza (Schultes e Holmstedt 1969). As folhas de *Virola surinamensis* são utilizadas para a produção de chá indicado contra as cólicas; A casca cozida tem função de limpeza e cicatrização de ferimentos Segundo (Le Cointe 1947); A resina é usada contra erisipelas; Dos frutos é extraído uma espécie de sebo empregado na fabricação de sabão e velas. Por conta do alto teor de nitrogênio, os resíduos do material gorduroso da *Virola* são utilizados como ração para bovinos, suínos e aves, além de atuar como adubo quando misturada com cinzas (Rodrigues 1972).

A madeira das árvores do gênero *Virola* é indicada como um material fácil de se trabalhar, sendo usada em larga escala na fabricação de caixas, móveis, urnas

funerárias, palitos de fósforos, compensados, laminados. Os restos de produção podem ser utilizados no preparo de papéis Kraft de alta qualidade, além de ser uma boa fonte de celulose. As madeiras de *Virola* são representantes da classe de madeiras leves a pesadas (0,40 a 0,78 g/cm<sup>3</sup>), são brilhantes e macias e apresentam alburno de modo geral é de cor creme, textura fina a média, grã regular (fio regular), insípida e inodora (Loureiro et al 1989).

Nos ambientes de cabruca do sul da Bahia a Bicuíba, nome popular da espécie *Virola officinalis* na região, é uma das árvores tradicionalmente utilizadas como fonte de sombras para as plantações de cacau. Essas árvores constituem uma fonte de recurso nutricional e sua presença favorece a fauna local associada às áreas que ocupam (Oliveira Junior, Cabreira 2011).

*Virola officinalis* é uma espécie arbórea semidecídua, heliófita e lenhosa, endêmica da mata atlântica. A espécie pode atingir 25 M de altura e ultrapassar rapidamente o dossel de árvores mais antigas. A Bicuíba desenvolve-se em locais com muita luminosidade (Rodrigues 1980) e sua utilização é adequada para sistemas agro florestais (SAF) podendo ser explorada na produção de derivados de madeira, como elemento paisagístico, em ações de reflorestamento e recuperação de áreas degradadas, entre muitas outras possibilidades (Carvalho 2003).

Dentre as características específicas de *Virola officinalis* destacam-se a presença de tricomas em toda a planta, em qualquer estágio de desenvolvimento, com características e durabilidade diferentes de outras espécies do gênero (Rodrigues 1980). As folhas são classificadas como dísticas, simples, alternas de margem inteira, oblongas ou elípticas, pecioladas, com ápice frequentemente acuminado ou cuspidado, com comprimento de até 50 cm. (Rodrigues 1980; Moraes; Domingos 1997). *Virola officinalis* apresenta semente de testa lisa, fina e quebradiça e endosperma ruminado; Embrião perecível, constituído por endosperma subereto livre (Rodrigues 1980). O seu fruto é simples, unicarpelar, monospermo e carnoso, abre-se como um folículo, em duas valvas (Gurgel et al 2006; Cardoso et al 1994). O pólen tem formato triangular, com arestas arredondadas e pode variar entre 22 e 27,5 µm de comprimento ou diâmetro (Floriano 2004; Jahnel 2008).

Jardim e Mota (2007) sugerem que o gênero *Virola* é efetivamente polinizado por dípteros, existindo possível co-evolução entre dípteros e Myristicaceae. A visita de agentes polinizadores repetidas vezes é facilitada pelo fato de que as flores de *V. officinalis* permanecem abertas durante todo o tempo de floração (antese diurna e noturna) (Gurgel et al 2006; Sauquet 2003). São escassas na literatura informações sobre a dispersão de sementes de *V. officinalis*, mas sabe-se que seus frutos são procurados por grandes aves, como tucanos, além de outros animais que os utilizam como recurso alimentar e atuam como dispersores (Bittencourt et al 2013).

A Bicuíba é uma espécie endêmica da Mata Atlântica da região Sul da Bahia. Apesar de importantes estudos focados na espécie terem sido realizados na região (E.g. Rodrigues 1980; Barreto 2007; Bittencourt et al 2013) o conhecimento produzido sobre a espécie ainda é limitado. A escassez de informações disponíveis na literatura científica é um indicativo da importância e necessidade de pesquisas de abordagens diversas sobre a espécie

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

As pesquisas propostas dentro do programa SISBIOTA na UESC foram conduzidas em manchas de floresta ombrofila densa próximas às cidade de Una e Belmonte, na região sul do estado da Bahia. Suas características vegetacionais são: predominância de angiospermas lenhosas, 1.500 mm de índice pluviométrico anual médio e com temperatura média anual de 24 °C (Mori et al 1983).

### Desenho Amostral

A rede de pesquisa do programa SISBIOTA, por meio de intensivo esforço de campo, identificou grandes manchas de Floresta Atlântica consideradas como representativas para investigações acerca desse bioma. As áreas de amostragem, localizadas entre o rio de Contas e o rio Jequitinhonha, foram selecionadas pela relativa homogeneidade de seus aspectos edáficos, topográficos e ecológicos.

Através da visualização por imagens de satélite (QuickBird e WorldView, de 2011), foram selecionadas áreas inseridas em manchas de floresta (Figura 1). Garantiu-se que as áreas ficassem distantes entre si pelo menos 1 KM e a partir de um ponto central foram traçados *buffers* de 2 KM onde os indivíduos de *V. Officinalis* foram coletados por busca ativa, favorecendo indivíduos distantes entre si com o objetivo de capturar maior diversidade genotípica, para cada *buffer* foi calculada uma estimativa da porcentagem de cobertura florestal (Figura 2). Além disso, manchas próximas a grandes áreas de floresta foram excluídas para evitar que o efeito de fonte interferisse em medidas ecológicas.



Figura 1 Mapa da região entre os municípios de Una e Belmonte BA. Ícones de árvore indicam os sítios de coleta seguidos de seus valores de porcentagem de cobertura florestal.

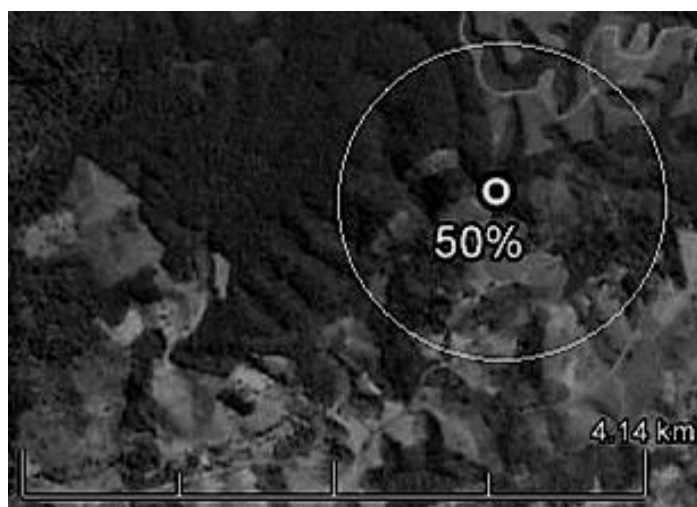


Figura 2 Exemplo de método de coleta num *buffer* com diâmetro de 2 KM representado com círculo de linha sólida.

Os sítios foram diferenciados de acordo com a quantidade de floresta presente na paisagem amostrada com o objetivo de avaliar populações inseridas num gradiente de cobertura florestal. Acreditando que a variação na quantidade de habitat possa mostrar uma variação na distribuição alélica e genotípica nessas populações, as paisagens coletadas apresentaram os seguintes valores de

cobertura florestal: 12%, 39%, 50%, 60%, 62% e 92%. Os sítios de coleta foram selecionados em função da presença da espécie de estudo, acessibilidade e pela porcentagem variável de cobertura florestal.

A estrutura genética das populações amostradas foi investigada por Bittencourt (2013). Seu produto de pesquisa, banco de dados genéticos e geográficos, foram utilizados neste estudo. Em cada paisagem (*buffer* com 2 KM de diâmetro) foram amostrados 24 indivíduos jovens ( $CAP < 15\text{ CM}$ ) através de busca-ativa, um método de coleta utilizado para buscar o  $n$  populacional dentro da área preestabelecida (*buffer* de 2 KM) e logo em seguida cessar o esforço amostral. Cada indivíduo foi georreferenciado, teve suas folhas coletadas e posteriormente encaminhadas para o Centro de Biotecnologia e Genética na Universidade Estadual de Santa Cruz, onde foram genotipados.

Uma vez que as ferramentas moleculares empregadas podem apresentar falhas de anelamento ou amplificação do material genético, foi realizado o teste para verificação de alelos nulos com através do *software* Micro-Checker (Oosterhout et al 2004).

O *software* Micro-Checker testou a presença de artefatos técnicos de genotipagem que poderiam influenciar na precisão de análises estatísticas baseadas na frequência de alelos nas populações, como os alelos nulos, *dropout* e *stutters* através da reamostragem de cada alelo através da simulação de Monte Carlo (*bootstrap*), criando um intervalo de confiança da frequência esperada de homozigotos e de heterozigotos para cada classe de tamanho de alelo.

O excesso de homozigotos para a maioria das classes de tamanho de alelo no mesmo locos são um indicativo de presença de alelo nulo (Oosterhout et al 2004). As genotipagens com menor quantidade de alelos nulos foram das áreas com 62 e 60% de cobertura florestal, que apresentaram dois loci com alelos nulos, o locus 18 e 21 para a população inserida na área com 60% de cobertura florestal, e o locus 13 e 15 para a população inserida na área com 62% de cobertura florestal. As amostras oriundas das áreas com 39 e 12% de cobertura florestal ao serem genotipadas apresentaram os maiores valores de loci com alelos nulos, 5 para a população inserida em 39% de floresta (12, 15, 17, 18 e 21) e 4 para a população inserida em 12% de cobertura florestal (09, 12, 17 e 21).

A partir desses resultados optou-se por excluir das análises genéticas os loci microsstélites que tivessem apresentado alelos nulos em pelo menos metade das populações genotipadas. Como consequência disso somente 6 loci foram utilizados para calcular os valores de parentesco na análise de estrutura genética espacial (Figura 3).

	92%	62%	60%	50%	39%	12%
<b>Virofi07</b>						
<b>Virofi09</b>						
<b>Virofi10</b>						
<b>Virofi12</b>						
<b>Virofi13</b>						
<b>Virofi14</b>						
<b>Virofi15</b>						
<b>Virofi17</b>						
<b>Virofi18</b>						
<b>Virofi21</b>						
<b>Virofi22</b>						

Figura 3 Tabela de todos os loci contendo alelos nulos (em preto) de acordo com a paisagem onde a população genotipada foi amostrada.

## Análise de Dados

Os dados de diversidade genética das populações (riqueza alélica, heterozigoidades médias observada e esperada e índice de fixação) foram obtidos com o *software* GenAlEx (Peakall e Smouse 2006). Para verificar a significância dos índices de fixação foi realizado o procedimento de permutações sobre os locos para cada classe de distância ao nível de significância de 5% de probabilidade, utilizando o método de *jackknifing*.

O número efetivo populacional é uma medida genética com o poder de explicar os padrões de variação genética numa população ao longo do tempo (Charlesworth et al 2003). Para avaliar essa métrica genética em cada uma das populações amostradas foi utilizado o *software* NeEstimator v2.0 (Do et al 2013) através do método de desequilíbrio de ligação, uma vez que este é o método com maior poder de precisão para dados genotípicos obtidos a partir de marcadores moleculares polimórficos como os microsatélites (Waples e Do 2010).



Para a análise de estrutura genética espacial foi utilizado o programa SPAGEDI (Hardy e Vekemans 2002). A caracterização da distribuição espacial dos genótipos dentro das populações foi realizada a partir das estimativas dos coeficientes de coancestria recente ( $F_{IJ}$ ) com base em Loiselle et al (1995). Este estimador mede a correlação nas frequências alélicas para um locus em pares de indivíduos. Para os intervalos de confiança, valores médios do estimador foram obtidos através da soma de todos os pares de indivíduos numa classe de distância. Esse resultado é combinado por locus para a obtenção de uma medida de estrutura genética espacial multilocus ponderada por seu índice polimórfico.

Essa análise foi realizada entre cada par de indivíduos dentro das classes de distância definidas automaticamente pelo *software*. Para testar a hipótese nula de não haver estrutura genética espacial foram realizados testes de significância para os valores estimados, utilizando o método de reamostragem *jackknifing* sobre a localização de cada genótipo e sobre locos a fim de se obter intervalos de confiança a 95%.

A relação entre as métricas genéticas (valores de diversidade genética e parentesco entre indivíduos) e a porcentagem de cobertura florestal das paisagens amostradas foi testada através da análise dos modelos de regressão linear e não-linear, realizadas na plataforma R.

## RESULTADOS

### Número efetivo populacional

A análise do número efetivo populacional pelo método de desequilíbrio de ligação é realizada através da estimativa de indivíduos presentes na população em gerações anteriores. Os valores variaram de 97.4 para a população inserida em paisagem com 50% de cobertura florestal a 768.2 para a população inserida em paisagem com 39% de cobertura florestal.

As análises que apresentaram valores de erro amostral esperado maiores que o observado resultam numa estimativa de  $N_e$  negativo, o que normalmente é interpretado como “infinito” pelo *software*, ou seja, o número limitado de pais não provocou variação nas características genéticas. Tal resultado foi encontrado para as populações inseridas em paisagem com 92% e 60% de cobertura florestal.

### Estrutura Genética Espacial

O coeficiente de coancestria médio para indivíduos presentes em classes de distância estabelecidas pelo *software* SPAGED1 apresentou valores observados maiores que o esperado em quatro das seis populações amostradas (Figura 4).

A população inserida em paisagem com 62% de cobertura florestal apresenta valores esperados de  $F_{IJ}$  para todas as classes de distância, indivíduos mais próximo mostraram valores positivos de parentesco (a partir da segunda classe de distância) e indivíduos mais distantes (a partir da quinta classe de distância) mostraram valores negativos de parentesco. Essa tendência não se mantém para a população inserida em paisagem com 12% de cobertura florestal, onde valor positivo de parentesco pode ser encontrado em indivíduos distantes entre si 587,5 m.

A classe de distância em que os valores de parentesco observado supera os valores esperados varia bastante. É importante salientar que para a população inserida em paisagem com 39% de cobertura florestal o valor de  $F_{IJ}$  chega a 0.1, superando qualquer outro valor obtido nas análises.

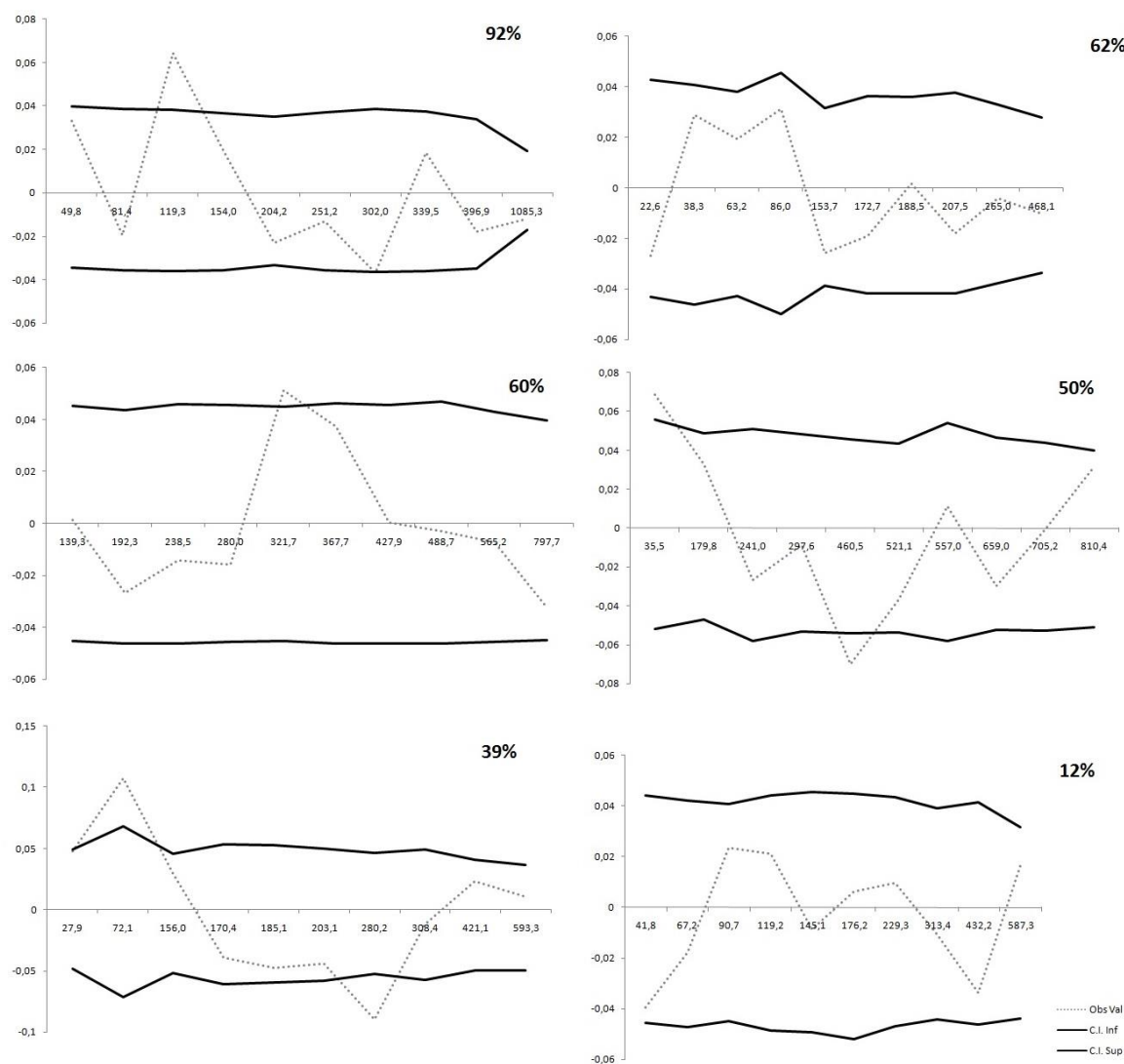


Figura 4: Coeficiente de parentesco médio (eixo Y) entre pares de indivíduos amostrados em classes de distâncias geográficas (eixo X) de seis populações de *V. officinalis* inserida num gradiente de cobertura florestal no município de Una e Belmonte, BA.

### Análise estatística

A análises do modelo de regressão linear apresentaram tendências para todas as métricas genéticas avaliadas (Figura 5). O maior valor de  $r^2$  ajustado (0.77) e o menor valor de  $p$  (0.01) foram encontrados na regressão da heterozigidade

observada ( $H_o$ ) com a porcentagem de cobertura florestal, um valor considerado significativo.

O menor valor de  $r^2$  ajustado (0.047) e o maior valor de  $p$  (0.43) entre a riqueza alélica ( $A$ ) e a porcentagem de cobertura florestal. A análise de regressão do parentesco médio dos indivíduos em seis populações encontrou uma chance de 34,48% da diferença encontrada entre as populações amostradas pode ser devido a outros fatores. Como o valor de  $p > 0,05$  pode-se dizer que não houve diferença significativa entre as médias da medida de parentesco das paisagens avaliadas. Já o número efetivo populacional ( $N_e$ ) apresentou um valor de  $p$  próximo a 0.05, sugerindo a existência de uma relação embora o baixo número de amostras não permita enxergar com clareza.

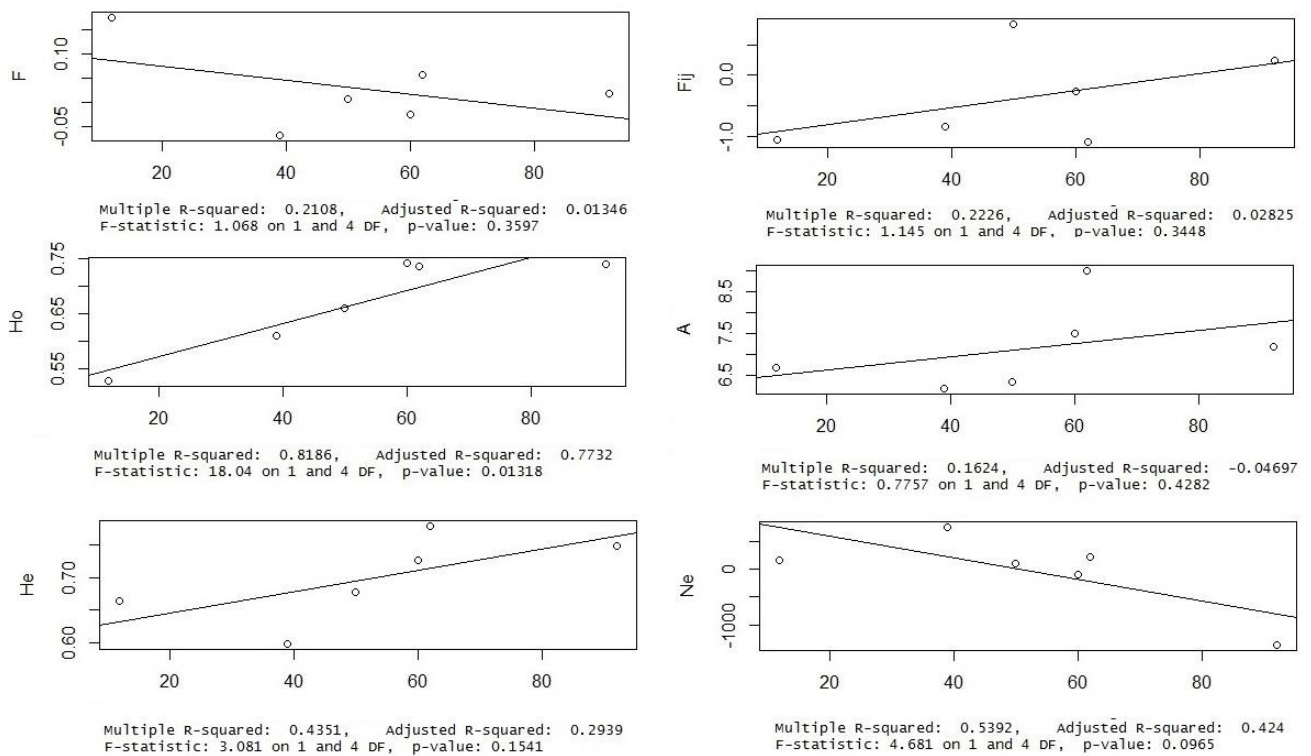


Figura 5 Gráficos de dispersão com linha de tendência para o melhor valor de  $r^2$  ajustado testando a força da relação existente entre métrica genéticas (F – índice de fixação,  $F_{ij}$  – Coeficiente de parentesco,  $H_o$  – heterozigosidade observada,  $H_e$  – heterozigosidade esperada, A – riqueza alélica e  $N_e$  – tamanho efetivo populacional)

## DISCUSSÃO

A interrupção da relação mutualística de polinização e dispersão de sementes tem sido considerada uma das maiores ameaças da fragmentação de florestas tropicais (Lovejoy et al 1997). Para uma população vegetal persistir num habitat fragmentado ao longo do tempo é imprescindível que os organismos que exercem função de vetor reprodutivo e de dispersão estejam presentes, evitando que a população sofra com o isolamento por distância, efeito gargalo e depressão endogâmica, ocasionados por interrupções nas vias de fluxo gênico (Crouzeilles et al 2010). Tendo em vista a crescente exploração de áreas de floresta ombrofila na região sul da Bahia e a demanda por informações a cerca dos efeitos de supressão vegetal e interrupção da continuidade de habitat, esta pesquisa foi desenvolvida com o objetivo de detectar um padrão no efeito da redução de cobertura florestal sobre a distribuição dos genótipos e alelos no espaço em populações de *V. officinalis* estruturadas geneticamente e isoladas em fragmentos de floresta, como foi observado em estudo anterior (Bittencourt et al 2013).

Apesar da hipótese levantada a estrutura genética espacial não foi comprovadamente influenciada por alterações na quantidade de habitat disponível, embora existam valores de  $p$  muito próximos a 0.05 não mostrando relação, provavelmente devido a um  $n$  reduzido. Os resultados mostraram quatro casos de valor médio de estruturação genética observado maior do que esperado para indivíduos numa classe de distância, no entanto tais eventos não estão relacionados estatisticamente com a quantidade de floresta na paisagem.

Nas paisagens com 39% e 50% de cobertura florestal os eventos de parentesco observado maior do que esperado ocorreram na primeira classe de distância. A medida em que os indivíduos mais distantes foram comparados os valores médios de parentesco voltaram a estar dentro do intervalo de confiança. Já

nas populações amostradas em paisagens com 60% e 92% de cobertura florestal a estruturação genética pode ser observada em classes de distância variadas, 325,7 M para a primeira e 119,3 M para a última. As demais populações amostradas apresentaram coeficiente parentesco médio nas classes de distância estabelecidas dentro do intervalo de confiança, por isso as devem apresentar fontes de pólen e sementes diversificadas (Hamrick e Trapnell 2011).

A análise do número efetivo populacional mostrou que existe grande variação na quantidade de indivíduos em gerações anteriores, mesmo para a população amostrada na paisagem com menor porcentagem de cobertura florestal ( $N_e$  de 158.4 na população inserida em área com 12% de cobertura florestal). Sugerindo que essas populações possuíam diferentes densidade de indivíduos.

As populações inseridas em paisagens com 90% e 60% de cobertura florestal não apresentaram variação nas características genéticas causada por um número limitado de pais. Waples e Do (2010) discutem esses eventos, sugerindo que os resultados genéticos são explicados por erro amostral uma vez que o cálculo do  $N_e$  é realizado após a subtração da variável 'erro amostral' do valor empírico de ' $r^2$ '. Esses valores são influenciados diretamente pela quantidade da variação genética capturada da população durante a amostragem e pelo valor real de  $N_e$  da população. Desse modo grandes valores de  $N_e$  ou dados limitados podem, ao acaso, gerar valores negativos de  $N_e$  que serão interpretados pelo *software* como "infinito" (Do et al 2013).

A partir das análises de regressão linear realizadas foi possível observar que as métricas genéticas estimadas mostraram tendência a variar a medida que ocorre redução na porcentagem de cobertura florestal. No entanto os valores de  $r^2$  ajustado sugerem que pouca variação total é comum às variáveis observadas para a maioria das métricas genéticas. Além disso os valores de  $p$  ( $>0.05$ ) mostraram que quase todas as métricas apresentam relações que podem estar ocorrendo devido a outros fatores que não aquele idealizado para esta pesquisa. Estes resultados são esperados para análises estatísticas em que há um fenômeno a ser observado mas o  $n$  não foi suficiente para detectá-lo, essa constatação se baseia no poder preditivo da heterozigosidade observada que apresentou um valor de  $p$  significativo com apenas seis amostras.

Devido ao tamanho dos frutos produzidos por *V. officinalis* a sua dispersão é dependente da atividade animal, principalmente aves capazes de utilizar esse recurso. De modo contrário ao esperado para eventos de dispersão abióticos, a dispersão zoocórica é influenciada por padrões de abundância dos dispersores. A intensidade dos eventos de competição por mobilidade dos frutos determinam a intensidade da atividade de agentes dispersores, portanto em áreas com menor disponibilidade de recursos alimentares (e.g. sementes, insetos atraídos pelo odor característico das flores) haverá uma menor intensidade de eventos de dispersão (Hampe 2008).

O evento de dispersão, ao ser mediado por organismos com grande mobilidade, possui grande importância ecológica com a manutenção do fluxo gênico entre populações geograficamente separadas ou a colonização de novas áreas. No entanto os padrões de distribuição populacional resultantes da dispersão de sementes e do recrutamento dos indivíduos são limitados pelo comportamento dos dispersores (Whelan et al 2008).

Trabalhos anteriores sugerem que é necessária uma alta proporção de cobertura florestal para a persistência de aves dispersoras de sementes e a manutenção de processos de dispersão (Moran e Catterall 2014). No entanto a grande variabilidade genética observada na população em paisagem com 12% de cobertura florestal e a estruturação genética da população amostrada em paisagem com 90% de cobertura florestal, na classe de distância de 119,3 M, sugerem que tais processos tem se mantido apesar da redução na quantidade de habitat disponível e evidências de seu enfraquecimento são encontradas apesar da grande quantidade de habitat. Esse resultado contrasta com observações *in situ* onde os principais agentes dispersores de *V. Officinalis* (*Ramphastos vitellinus*, tucanos da família Ramphastidae) não foram observados nos locais onde as populações foram amostradas (Morante-Filho et al 2015).

Como foi discutido por Martensen et al 2008, a capacidade das espécies de utilizar manchas de habitat e atravessar áreas de matriz varia de acordo com o grupo funcional avaliado, sendo que aves típicas de sub bosque (insetívoras, onívoras e etc) são afetadas exclusivamente pela conectividade, viés excluído deste trabalho no delineamento amostral. Portanto o sucesso de indivíduos inseridos em

áreas fragmentadas depende de sua capacidade de utilização de recursos e da resiliência da população (Martensen et al 2008).

Sekercioglu 2012 avaliou a diversidade funcional de aves em áreas com diferentes graus de antropização (floresta primária, sistemas agroflorestais e áreas agrícolas) e percebeu que frugívoros e insetívoros (especialmente aqueles de sub bosque, como é o caso de *R. vitellinus*) tem sua riqueza reduzida mesmo quando comparou floresta primária com sistemas agroflorestais. Além disso o sucesso de organismos onívoros generalistas aumenta a competição por recurso uma vez que os organismos especialistas ficam restritos aos fragmentos que habitam. Tais observações permitiram concluir que a alteração no número de espécies que compunham as guildas tróficas não necessariamente significa alterar a função ecológica desses grupos. No entanto, é possível observar que a simplificação da paisagem (de floresta ou sistema agroflorestal para área agrícola) resulta em comunidades de aves menos especializadas e proporções de grupos funcionais alteradas (Sekercioglu 2012).

Outra via de fluxo gênico interpopulacional é o processo de polinização, que no caso de *V. officinalis* é realizado através da ação de insetos das ordens Coleoptera e Diptera (Cardoso et al 1994). Estes grupos são conhecidos como polinizadores primitivos, não-especializados e de mobilidade limitada. Por *V. officinalis* ser uma espécie de sub-bosque é necessário que os polinizadores atuem através do voo, forma de deslocamento com maior gasto energético e que nem sempre vale o gasto uma vez que, graças a sua natureza generalista, os polinizadores podem utilizar outro recurso de acesso mais fácil (Kevan e Baker 1983).

De um modo geral a disponibilidade de recursos florais, mais do que a riqueza de espécies, influencia positivamente a taxa de atividade polinizadora e isso se dá em função da grande quantidade de espécies generalistas que utilizam este recurso (Hegland e Boeke 2006). O remanescente florestal da Mata Atlântica está distribuído em manchas e os efeitos da fragmentação em populações de plantas podem ser sentidos com a redução da disponibilidade de recursos florais, o que provoca a redução na atividade dos agentes polinizadores e a redução da quantidade de frutos produzidos (Aizen e Feisinger 1994).



Portanto as vias do fluxo gênico de *V. officinalis* e a distribuição de alelos e genótipos no espaço são regulados pela proximidade de outros fragmentos (fator isolado pelo desenho amostral do presente estudo) e conseqüentemente pela saúde da comunidade presente no fragmento. No entanto, pode ser notado um nível bom de diversidade genética para a espécie nas paisagens amostradas, provavelmente influenciado pela ação de dispersores e polinizadores generalistas de habitat que conseguem utilizar os recursos oferecidos pela planta mesmo em condições pouco favoráveis à manutenção da biodiversidade.

## CONCLUSÕES

O presente estudo observou que os serviços ecológicos de suporte responsáveis por manter a heterogeneidade genética nas populações de uma espécie da Mata Atlântica no sul da Bahia estão sofrendo influência do recente aumento da exploração de áreas de floresta, isto ficou claro ao observar os padrões de parentesco nas populações em diferentes paisagens.

No entanto, a alta diversidade genética encontrada nos indivíduos inseridos em paisagens com pouca quantidade de floresta e a alteração na distância de parentesco médio entre indivíduos variando de acordo com a quantidade de floresta na paisagem em volta sugerem que a espécie estudada pode ser utilizada em programas de reflorestamento e recuperação de áreas degradadas pois tem alta tolerância a gargalos genéticos e estresses ambientais, além de ser lenhosa e endêmica.

Sugere-se que a espécie seja utilizada em reservas de reflorestamento com o propósito de estabelecer conexões entre fragmentos de vegetação e conservar espécies de aves em habitats altamente fragmentados proporcionando assim a manutenção da qualidade e quantidade de serviços ecossistêmicos.

## REFERÊNCIAS

- AIZEN, M A.; FEINSINGER, P. **Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina.** *Ecology*, v. 75, n. 2, p. 330-351, 1994.
- AMORIM, A.M.A., FIASCHI, P., JARDIM, J.G., THOMAS, W.W., CLIFTON, B.C. & CARVALHO, A.M.V. **The vascular plants of a forest fragment in southern Bahia, Brazil.** *Sida* 21(3):1726–1752. 2005.
- ANDREN, H. **Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review.** *Oikos*, p. 355-366, 1994.
- APARICIO, A.; HAMPE, A; FERNÁNDEZ-CARRILLO, L.; ALBALADEJO, R. G. **Fragmentation and comparative genetic structure of four mediterranean woody species: complex interactions between life history traits and the landscape context.** *Diversity and Distributions*, n. 18(3), p. 226-235. 2011.
- AVISE, J. C. **Perspective: conservation genetics enters the genomics era.** *Conservation genetics*, n. 11(2), p. 665-669. 2010.
- AYRES, M.; AYRES JUNIOR, M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. A. S. **BioEstat: aplicações estatísticas nas áreas de ciências biomédicas.** 334p. Belém, 2007.
- BAGUETTE, M., S. BLANCHET, D. LEGRAND, V. M. STEVENS, AND C. TURLURE. **Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks.** *Biological Reviews* 88:310–326. 2013.
- BARRETO, R. M. F. **Uso do hábitat pela preguiçade-coleira *Bradypus torquatus* Illiger 1811, no sul da Bahia, Brasil.** Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, Bahia. 2007.
- BENDER, D. J; CONTRERAS, T.A.; FAHRIG L. **Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect.** *Ecology*, n. 79(2), pp. 517–533. 1998.
- BITTENCOURT, F; TARAIZI, R; GAIOTTO, F A. **Development of microsatellite markers for *Virola officinalis* Warb.(Myristicaceae), an endemic tree of the Brazilian Atlantic rain forest by next generation sequencing technology.** *Conservation Genetics Resources*, v. 6, n. 1, p. 83-86, 2013.
- BITTENCOURT, J. V. M.; SEBBENN, A. M. **Genetic effects of forest fragmentation in high-density *Araucaria angustifolia* populations in Southern Brazil.** *Tree Genetics & Genomes*, n. 5, p. 573–582. 2009.

- BIZOUX, J.P.; DAÏNOU, K.; BOURLAND, N.; HARDY, O.J.; HEUERTZ, M.; MAHY, G.; DOUCET, J.L. **Spatial genetic structure in *Milicia excelsa* (Moraceae) indicates extensive gene dispersal in a low-density wind-pollinated tropical tree.** *Molecular ecology*, 18(21), 4398-4408. 2009.
- BURGESS, R. L. AND SHARPE, D. M. (eds). **Forest island dynamics in man-dominated landscapes.** Springer, New York. 1981.
- BUTTERFIELD, R P. **Promoting biodiversity: advances in evaluating native species for reforestation.** *Forest Ecology and Management*, v. 75, n. 1, p. 111-121, 1995.
- CARDOSO, M. A.; CUNHA, R.; PEREIRA, T. S. **Germinacao de semente de *Virola surinamensis* (Rol.) Warb (Myristicaceae) e *Guarea guidonia* (L.) Sleumer (Meliaceae).** 1994.
- CARVALHO, P.E.R. **Espécies arbóreas brasileiras.** Brasília, DF: Embrapa Informações tecnológicas; Colombo: Embrapa florestas, v. 1, p. 1039, 2003.
- CHARLESWORTH, B; CHARLESWORTH, D; BARTON, N H. **The effects of genetic and geographic structure on neutral variation.** *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, p. 99-125, 2003.
- COLLINGHAM Y. C., HUNTLEY B. **Impacts of habitat fragmentation and patch size upon migration rates.** *Ecol. Appl.* 10:131–44. 2000.
- COLOMBO, A. F. E JOLY, C. A. **Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly theated by climate change.** *Brazilian Journal of Biology*, 70:697-708. 2010.
- CROUZEILLES, R; LORINI, M L; GRELLE, Carlos Eduardo Viveiros. **Deslocamento na matriz para espécies da Mata Atlântica e a dificuldade da construção de perfis ecológicos.** *Oecologia Australis*, v. 14, n. 4, p. 872-900, 2010.
- COVRE, J.; CLEMENTE, F. **New Brazilian Forest Code: Changes and Prospects.** In: 2014 International Congress, August 26-29, 2014, Ljubljana, Slovenia. European Association of Agricultural Economists. 2014.
- CULLEN J. L., BODMER E. R., PÁDUA V. C., 2000. **Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil.** *Biological Conservation* 95 (2000) 49-56
- DA FONSECA, G.A.B. **The vanishing brazilian atlantic forest.** *Biological Conservation*, v. 34, n. 1, p. 17-34, 1985.
- DEAN, W. **With broadax and firebrand: the destruction of the Brazilian atlantic forest.** Berkeley: University of California Press, 1995.
- DO, C et al. **NeEstimator v2: re-implementation of software for the estimation of contemporary effective population size (Ne) from genetic data.** *Molecular Ecology Resources*, v. 14, n. 1, p. 209-214, 2014.
- DOLIGEZ, A. & JOLY, H.I. **Genetic diversity and spatial structure within a natural stand of a tropical forest tree species, *Carapa procera* (Meliaceae), in French Guiana.** *Heredity* 79:72-82. 1997.

DRINNAN, I. N. **The search for fragmentation thresholds in a Southern Sydney Suburb.** *Biological Conservation*, n. 124, p. 339–349. 2005.

ELLEMBERG, H.; MUELLER-DOMBOIS, D. **A Tentative physiognomic-ecological classification of plant formations of the earth.** *Separata de Ber. Geobot. Inst. ETH, Zurich*. 1965/66.

EPPERSON, B.K. e ALVAREZ-BUYLLA, E.R. **Limited seed dispersal and genetic structure in life stages of *Cecropia obtusifolia*.** *Evolution* 51:275-282. 1997.

FAHRIG, L. **Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis.** *Ecological Applications*, n. 12(2), pp. 346–353. 2002.

FAHRIG, L. **Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity.** *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. v. 34, p. 487-515. 2003.

FARIA, D.; MARIANO-NETO, E.; MARTINI, A.M.Z.; ORTIZ, J.V.; MONTINGELLI, R.; ROSSO, S.; PACIENCIA, M.L.B.; BAUMGARTEN, J. **Forest structure in a mosaic of rainforest sites: The effect of fragmentation and recovery after clear cut.** *Forest Ecology and Management*, n. 257, p. 2226–2234. 2009.

FARIAS, G.S. **Estrutura genética de populações e filogeografia da acariquara (*Minuartia guianensis* Aubl., Olacaceae).** Dissertação (mestrado) INPA, Manaus. 84 p. 2010.

FICETOLA, G.F. e DENOËL, M. **Ecological thresholds: an assessment of methods to identify abrupt changes in species-habitat relationships.** *Ecography*. 32: 1075-1084. 2009.

FLORIANO, E.P. **Germinação e dormência de sementes florestais.** Caderno Didático n° 2, 1ª edição. 19 p. Santa Rosa. 2004.

FORZZA, R.C., COSTA, A., SIQUEIRA FILHO, J.A., MARTINELLI, G., MONTEIRO, R.F., SANTOS SILVA, F., SARAIVA, D.P. **Bromeliaceae in: Lista de Espécies da Flora do Brasil.** Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2012.

FOSTER, R. B. **Heterogeneity and disturbance in tropical vegetation.** - In: Soule, M. E. and Wilcox, B. A. (eds), *Conservation biology. An evolutionary-ecological perspective.* Sinauer, Sunderland, MA, pp. 75-92. 1980.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2008-2010: dados parciais dos estados avaliados até maio de 2010.** <Disponível em: [http://mapas.sosma.org.br/site\\_media/download/atlas-relatorio2008-2010parcial.pdf](http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/atlas-relatorio2008-2010parcial.pdf)>

GOLDEN D. M., CRIST T. O. **Experimental effects of habitat fragmentation on rove beetles and ants: patch area or edge?** *Oikos* 90:525– 38. 2000.

GONÇALVES, S.P.C.N. **Três décadas de eucalipto no extremo sul da Bahia.** *GEOUSP -Espaço e Tempo*, São Paulo, n.31, p. 55 –68. 2012.

GOODMAN S. M., RAKOTONDRAVONY D. **The effects of forest fragmentation and isolation on insectivorous small mammals (Lipotyphla) on the Central High Plateau of Madagascar.** J. Zool. 250:193–200. 2000.

GOUVÊA, J.B.S. **Contribuição à geomorfologia do sul da Bahia: Área dos baixos cursos dos rios Pardo e Jequitinhonha.** Comunicação Técnica do Centro de Pesquisas do Cacau/Comissão Executiva de Planejamento da Lavoura Cacaueira, Itabuna. v.35. 1969.

GROFFMAN, P.M.; BARON, J.S.; BLETT, T.; GOLD, A.J.; GOODMAN, I.; GUNDERSON, L.H.; LEVINSON, B.M.; PALMER, M.A.; PAERL, H.W.; PETERSON, G.D.; POFF, N. LER.; REJESKI, D.W.; REYNOLDS, J.F.; TURNER, M.G.; WEATHERS, K.C.; WIENS. **Ecological thresholds: the key to successful environmental management or na important concept with no practical application?** Ecosystems. 9: 1-13. 2006.

GURGEL, E. S. C. **Virola surinamensis (Rol. ex Rottb.) Warb. (Myristicaceae): aspectos morfológicos do fruto, semente, germinação e plântula.** Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Belém, v. 1, n. 2, p. 37-46, 2006.

HAMPE, A. **Fruit tracking, frugivore satiation, and their consequences for seed dispersal.** Oecologia, v. 156, n. 1, p. 137-145, 2008.

HAMRICK, J. L.; TRAPNELL, D W. **Using population genetic analyses to understand seed dispersal patterns.** Acta Oecologica, v. 37, n. 6, p. 641-649, 2011.

HARDY, O J.; VEKEMANS, X. **SPAGeDi: a versatile computer program to analyse spatial genetic structure at the individual or population levels.** Molecular ecology notes, v. 2, n. 4, p. 618-620, 2002.

HARGIS C. D., BISSONETTE J. A., TURNER D. L. **The influence of forest fragmentation and landscape pattern on American martens.** J. Appl. Ecol. 36:157–72. 1999.

HEGLAND, S J.; BOEKE, L. **Relationships between the density and diversity of floral resources and flower visitor activity in a temperate grassland community.** Ecological Entomology, v. 31, n. 5, p. 532-538, 2006.

HOLDEREGGER R, KAMM U, GUGERLI F **Adaptive versus neutral genetic diversity: implications for landscape genetics.** Landscape Ecol 21:797–807. 2010

HOLDEREGGER, R. WAGNER, H. H. **A brief guide to landscape genetics.** Landscape Ecology . 21: 793-796. 2006.

HOLDEREGGER R.; WAGNER, H. H. **Landscape genetics.** Bioscience 58:199–207. 2008.

HOVEL K. A., LIPCIUS R. N. **Habitat fragmentation in a seagrass landscape: Patch size and complexity control blue crab survival.** Ecology 82:1814–29. 2001.

HOWE, H F.; SMALLWOOD, J. **Ecology of seed dispersal. Annual review of ecology and systematics,** v. 13, p. 201-228, 1982.

HOWE, H. G. e VANDE-KERCKHOVE, G. A. **Removal of wild nutmeg (*Virola surinamensis*) crops by birds.** Ecology 62, 1093 e 1106. 1981.

IBAMA/MMA. **Plano de manejo -Reserva Biológica de Una, Fase I.** Programa Nacional de Meio Ambiente. 1998.

JACKSON, H.B. e L. FAHRIG. **Are ecologists conducting research at the right scale?** Global Ecology and Biogeography 24: 52-63. 2015.

JARDIM, M.A.G. e MOTA, C.G. **Biologia floral de *Virola surinamensis* (ROL.) Warb. (Myristicaceae).** Revista Árvore – Viçosa, MG. v.31, n.6, p.1155-1162. 2007.

JONES, F. A. e HUBBELL S. P. **Demographic spatial genetic structure of the Neotropical tree, *Jacaranda copaia*.** Mol. Ecol. 15, 3205–3217. 2006.

JULIÃO, G. R. et al. **Edge effect and species–area relationships in the gall-forming insect fauna of natural forest patches in the Brazilian Pantanal.** Biodiversity & Conservation, v. 13, n. 11, p. 2055-2066, 2004.

KEVAN, P. G. e BAKER, H. G. **Insects as flower visitors and pollinators.** Annual review of entomology, v. 28, n. 1, p. 407-453, 1983.

KOBLITZ, R.V.; JÚNIOR, S.J.P.; AJUZ, R.C. de A.; GRELLE, C.E.V. **Ecologia de Paisagens e Licenciamento Ambiental.** Natureza & Conservação, 9(2), 244-248. 2011.

KOEPPEL, W. **Climatologia Con un estudio de los climas de la tierra.** Fondo de Cultura Económica, Ciudad de México. 1948.

LAACKONEN J., FISHER, R. N., CASE, T. J. **Effect of land cover, habitat fragmentation and ant colonies on the distribution and abundance of shrews in southern California.** J. Anim. Ecol. 70:776–88. 2001.

LAURANCE, W F. et al. **Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation.** Conservation Biology, v. 16, n. 3, p. 605-618, 2002.

LAURANCE, W.F. **Conserving the hottest of the hotspots.** Biological Conservation 142, 1137. 2009.

LE COINTE, P. **Amazônia Brasileira. III. Árvores e Plantas úteis (indígenas e aclimatadas).** 2 ed. São Paulo, Ed. Nacional Brasileira. 1947.

LEITÃO FILHO, H. F. **Aspectos taxonômicos das florestas do estado de São Paulo.** In: Anais do Congresso Nacional Sobre Essências Nativas. Silvicultura em São Paulo –Instituto Florestal, Vol.16A, pt.1,p197. 1982.

LENZA, E; OLIVEIRA, P.E. **Reprodução de *Virola sebifera* em mata mesofítica.** R Bras de Bot. 29(3):443-451. 2006.

LEWIS, S. L.; EDWARDS D. P. E GALBRAITH, D. **Increasing human dominance over tropical forests.** Science. 349. p. 827-832, 2015.

LIMA M. M., MARIANO-NETO E. **Extinction thresholds for Sapotaceae due to forest cover in Atlantic Forest landscapes.** Forest Ecology and Management 312: 260–270. 2014.

- LINDENMAYER, D. B.; LUCK, G. **Synthesis: Thresholds in conservation and management.** *Biological Conservation*, n. 124, p. 351–354. 2005
- LOISELLE, B.A., SORK, V.L., NASON, J. e GRAHAM, C. **Spatial genetic structure of a tropical understory shrub, *Psychotria officinalis* (Rubiaceae).** *American Journal of Botany* 82:1420-1425. 1995.
- LOPES, A. V. **Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments.** *Biological Conservation*, v.142, p.1154-1165, 2009.
- LORENZI, H. **Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil.** São Paulo. Vol. 1. 4a. edição. Nova Odessa. Instituto Plantarum, 2002.
- LOVEJOY, T E. et al. **Tropical forest fragmentation: synthesis of a diverse and dynamic discipline.** Laurance, WF y RO Bierregaard, 1997.
- LOVELESS, M. D.; HAMRICK, J. R. **Ecological determinants of genetic structure in plant mutation.** *Annual Review of Ecology and Systematics*, n. 15, p. 65-95. 1984.
- MAGNANINI, A.; MAGNANINI, C. **Árvores gigantes da terra e as maiores assinaladas no Brasil.** São Paulo: CNRBMA, 2002.
- MAGUIRE, T. L.; SAENGER, P.; BAVERSTOCK, P.; HENRY, R. **Microsatellite analysis of genetic structure in the mangrove species *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. (Avicenniaceae).** *Molecular Ecology*, n. 9(11), p. 1853-1862. 2001.
- MANEL, S.; PONCET, B. N.; LEGENDRE, P., GUGERLI, F.; HOLDEREGGER, R. **Common factors drive adaptive genetic variation at different spatial scales in *Arabis alpina*.** *Molecular Ecology*, 19, 3824–3835. 2010.
- MANEL S., SCHWARTZ M. K., LUIKART G., TABERLET P. **Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics.** *Trends Ecol Evol* 18:189–197. 2003.
- MARTENSEN, A C.; PIMENTEL, R G.; METZGER, Jean Paul. **Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation.** *Biological Conservation*, v. 141, n. 9, p. 2184-2192, 2008.
- MARTINI, A. M. Z.; FIASCHI, P.; AMORIM, A. M.; PAIXÃO, J. L. da. **A hot-point within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic Forest.** *Biodiversity and Conservation*, v.16, no. 11, p. 3111-3128. 2007.
- MARTINS, K.; CHAVES, L. J.; BUSO, G. S. C. e KAGEYAMA, P. Y. **Mating system and fine-scale spatial genetic structure of *Solanum lycocarpum* St. Hill. (Solanaceae) in the Brazilian Cerrado.** *Conservation Genetics* 7:957-969. 2006.
- MARTINS, K.; SANTOS, J.D.dos; GAIOTTO, F. A.; MORENO, M.A.; KAGEYAMA, P.Y. **Estrutura genética populacional de *Copaifera langsdorffii* Desf. (Leguminosae – Caesalpinioideae) em fragmentos florestais no Pontal de**



**Parapanema, SP, Brasil.** Revista Brasileira de Botânica. Vol.31, n.1, p.61-69. janmar. 2008.

METZGER, J.P. **O que é Ecologia da Paisagem?** Biota Neotropica, v.1, n.1, p. 1-9, 2001.

METZGER, J. P. **Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region.** Biological Conservation, 142:1166-1177. 2009.

MONTOYA, D.; ALBURQUERQUE, F.S.; RUEDA, M.; RODRIGUEZ, M.A. **Species response patterns to habitat fragmentation: do trees support the extinction threshold hypothesis?** Oikos, v.119, n.8, p. 1335 – 1343. 2010.

MORAN, C; CATTERALL, C P. **Responses of Seed-Dispersing Birds to Amount of Rainforest in the Landscape around Fragments.** Conservation biology, v. 28, n. 2, p. 551-560, 2014.

MORAES, R.M. de; DOMINGOS, M. **Elementos minerais em folhas de espécies arbóreas de Mata Atlântica e Mata de Restinga, na Ilha do Cardoso, SP.** Revista Brasileira de Botânica, v. 20, n. 2, p. 133-138, 1997.

MORANTE-FILHO, J C et al. **Birds in anthropogenic landscapes: the responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic Forest.** PloS one, v. 10, n. 6, p. e0128923, 2015.

MORI, S. A.; BOOM, B. M.; DE CARVALHO, A. M.; DOS SANTOS, T. S. **Southern Bahian moist forests.** The Botanical Review,49 (2), 155-232. 1983

MITTERMEIER RA, GIL PR, HOFFMANN M, PILGRIM J, BROOKS J, MIITERMEIER CG, LAMOURUX J, FONSECA GAB. **Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions.** Washington, DC, USA: Cermex. 2004.

MITCHELL, M GE; BENNETT, E M.; GONZALEZ, A. **Strong and nonlinear effects of fragmentation on ecosystem service provision at multiple scales.** Environmental Research Letters, v. 10, n. 9, p. 094014, 2015.

MURCIA, C. **Edge effects in fragmented forests: implications for conservation.** Trends in Ecology & Evolution,10(2), 58-62. 1995.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; DA FONSECA, G.A.; KENT, J. **Biodiversity hotspots for conservation priorities.** Nature,403 (6772), 853-858. 2000.

NYBOM, H. **Comparison of different nuclear DNA markers for estimating intraspecific genetic diversity in plants.** Molecular Ecology, n. 13(5), p. 1143-1155. 2004.

OLIFIERS, N.; CERQUEIRA, R. **Fragmentação de habitat: efeitos históricos e ecológicos.** In: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. Biologia da Conservação: Essências. São Carlos: Rima, 582p. 2006.

OLIVEIRA JÚNIOR, C.J.F.; CABREIRA, P.P. 10679 - **Espécies multiusos e sistemas agroflorestais na Mata Atlântica Resumos do VII Congresso Brasileiro de Agroecologia** – Fortaleza/CE – 12 a 16/12/2011.

OLIVEIRA, R. R. de; MONTEZUMA, R. D. C. M. **História ambiental e ecologia da paisagem**. Mercator-Revista de Geografia da UFC, n. 19, p. 117-128. 2010.

PANASOLO, D. **O novo Código Florestal – lei nº. 12.651/2012**. Universidade Federal do Paraná, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-graduação em Agronegócios com ênfase em mercados. Curitiba, 78p. 2013.

PARDINI, R. **Effects of Forest fragmentation on small mammals in the Atlantic Forest landscape**. Biodiversity and Conservation 13. p. 2567-2586. 2004.

PAULA, A. de; SOARES, J. J. **Estrutura horizontal de um trecho de floresta ombrófila densa das terras baixas na reserva biológica de Sooretama, Linhares, ES**. FLORESTA, Curitiba, PR, v. 41, n. 2, p. 321-334. 2011.

PEAKALL, R. O. D.; SMOUSE, P E. **GENALEX 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research**. Molecular ecology notes, v. 6, n. 1, p. 288-295, 2006.

PEREIRA, L.A.G.; LESSA, S.N. **O processo de planejamento e desenvolvimento do transporte rodoviário no Brasil**. Caminhos de Geografia Uberlândia v. 12, n. 40, p. 26-46. 2011.

PICKETT, S.T. A. AND THOMPSON, J. H. **Patch dynamics and the design of nature reserves**. - Biol. Cons. 13: 27-37. 1978.

PIVELLO, V.R ; METZGER, J.P. **Analysis of the research on Landscape Ecology in Brazil (2000-2005)**. Biota Neotrop., v. 7, n. 3. 2007.

RADFORD, J. Q.; BENNETT, A. F.; CHEERS, G. J. **Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds**. Biological Conservation, n. 124, p. 317–337. 2005..

RIBEIRO, M. C. **The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation**. Biological conservation, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RIGUEIRA D. M. G, Da ROCHA P.L.B., MARIANO-NETO E. **Forest cover, extinction thresholds and time lags in woody plants (Myrtaceae) in the Brazilian Atlantic Forest: resources for conservation**. Biodiversity and Conservation 22: 3141–3163. 2013.

RITLAND, K. **Inferences about inbreeding depression based on changes of the inbreeding coefficient**. Evolution, p. 1230-1241, 1990.

RITTER, L.M.O.; MORO, R.S. **As bases epistemológicas da ecologia da paisagem**. Journal of Biotechnology and Biodiversity, n. 3(3). 2012.

RIZZINI, C.T. **A flora do cerrado, análise florística das savanas Centrais**. In: SIMPÓSIO SOBRE O CERRADO. São Paulo: Ed. da Universidade de São Paulo/Ed. Edgaard Blücher. p.125-177, 1963.

ROBINSON S. K., THOMPSON F. R., DONOVAN T. M., WHITEHEAD D. R., FAABORG J. **Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds.** *Science* 267:1987–90. 1995.

ROCHELLE, A.L.C., CIELO-FILHO, R. e MARTINS, F.R. **Tree community structure in an Atlantic forest fragment at Serra do Mar State Park, southeastern Brazil.** *Biota Neotrop.* 11(2). 2011.

RODRIGUES, W. A. **A Ucuúba de várzea e suas aplicações.** *Acta Amazônica*, 2(2):29- 47. 1972.

RODRIGUES, W. A. **Revisão Taxonômica das espécies de Virola Aublet (Myristicaceae) do Brasil.** Tese de Doutorado. Universidade de Campinas / UNICAMP. vol. I e II. 1980.

RUSSO, S.E.; PORTNOY, S.; AUGSPURGER, C.K. **Incorporating animal behavior into seed dispersal models: implications for seed shadows.** *Ecology* 87, 3160 e 3174. 2006.

SAMBUICHI, R. H. R. **Ecologia da vegetação arbórea de cabruca-Mata Atlântica raleada utilizada para cultivo de cacau-na região sul da Bahia.** Brasília, Tese de Doutorado: Universidade de Brasília. 2003.

SAMBUICHI, R. H. R. **Estrutura e dinâmica do componente arbóreo em área de cabruca na região cacauzeira do sul da Bahia, Brasil.** *Acta bot. bras.*, v. 20, ano 4. 2006.

SANDERSON, J. E HARRIS, L. D. **Landscape Ecology: a Top-Down Approach.** Landscape Ecology Series. Lewis Publishers. USA.. 243p. 2000.

SAUQUET, H. **Androecium diversity and evolution in Myristicaceae (Magnoliales), with a description of a new Malagasy genus, Doyleanthus gen. nov.** *American journal of botany*, n. 90(9), 1293-1305. 2003.

SCHULTES, R. E. e HOLMSTEDT, B. **De plantis toxicarris e Mundo Novo Tropicale commentationes VIII. Miscellaneous notes on Myristicaceous plants of South America.** *Lloydia*, 34(1):61-78. 1971.

SEKERCIOGLU, C H. **Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas.** *Journal of Ornithology*, v. 153, n. 1, p. 153-161, 2012.

SILVA J. M. C., SOUSA M. C., CASTELETTI C. H. M. **Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic forest, South America.** *Global Ecology and Biogeography* 13: 85–92. 2004.

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. **Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil.** *Nature* 404, p. 72-74. 2000.

SMOUSE, P. E. e PEAKALL, R. **Spatial autocorrelation analysis of individual multiallele and multilocus genetic structure.** *Heredity* 82:561-573. 1999.

SOMMER, R., BOSSIO, D., DESTA, L., DIMES, J., KIHARA, J., KOALA, S., MANGO, N., RODRIGUEZ, D., THIERFELDER, C., WINOWIECKI, L. **Profitable and**

**Sustainable Nutrient Management Systems for East and Southern African Smallholder Farming Systems.** Challenges and Opportunities. 2013.

SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, SEMAD/Instituto Estadual de Florestas-MG. MMA/SBF, Brasília, DF, Brasil. 2005.

STEVENS, S M.; HUSBAND, T. P. **The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments.** *Biological Conservation*, v. 85, n. 1, p. 1-8, 1998.

STORFER A., MURPHY M. A., EVANS J. S. **Putting the ‘landscape’ in landscape genetics.** *Heredity*, 98, 128–142. 2007.

STORFER A., MURPHY M. A., SPEAR S. F. **Landscape genetics: where are we now?** *Mol Ecol* 19:3496–3514. 2010.

SUMMERVILLE, K. S., CRIST, T. O. **Effects of experimental habitat fragmentation on patch use by butterflies and skippers (Lepidoptera).** *Ecology* 82:1360–70. 2001.

TABARELLI, M; GASCON, C. **Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade.** *Megadiversidade*, v. 1, n. 1, p. 181-188, 2005.

TABARELLI, M., AGUIAR A. V., GIRAOL L. C., PERES C. A., LOPES A. V. **Effects of pioneer tree species hyper abundance on forest fragments in northeastern Brazil.** *Conservation Biology* 24: 1654–1663. 2010.

TABARELLI, M; MANTOVANI, W; PERES, C A. **Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil.** *Biological conservation*, v. 91, n. 2, p. 119-127, 1999.

TURNER, M.G., GARDNER, R.H. e O’NEILL, R.V. **Landscape ecology in theory and practice: pattern and process.** Science+Business Media, Inc. New York, 404 p. 2001.

UENO, S.; TOMURA, N.; YOSHIMARU, H.; MANABE, T. e YAMAMOTO, S. **Genetic structure of *Camellia japonica* L. in an old-growth evergreen forest, Tsushima, Japan.** *Molecular Ecology* 9:647-656. 2000.

VAN OOSTERHOUT, C et al. **MICRO-CHECKER: software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data.** *Molecular Ecology Notes*, v. 4, n. 3, p. 535-538, 2004.

VEKEMANS, X. e HARDY, O. J. **New insights from fine-scale spatial genetic structure analyses in plant populations.** *Molecular Ecology* 13:921-935. 2004.

VIRGÓS E. **Role of isolation and habitat quality in shaping species abundance: a test with badgers (*Meles meles* L.) in a gradient of forest fragmentation.** *J. Biogeogr.* 28:381– 89. 2001.

- WAPLES, R S.; DO, C. **Linkage disequilibrium estimates of contemporary Ne using highly variable genetic markers: a largely untapped resource for applied conservation and evolution.** *Evolutionary Applications*, v. 3, n. 3, p. 244-262, 2010.
- WHELAN, C J.; WENNY, Daniel G.; MARQUIS, Robert J. **Ecosystem services provided by birds.** *Annals of the New York academy of sciences*, v. 1134, n. 1, p. 25-60, 2008.
- WRIGHT, H. E. Jr. **Landscape development, forest fire and wilderness management.** - *Science* 186: 487-495. 1974.
- WRIGHT, JONATHAN M.; BENTZEN, PAUL. **Microsatellites: genetic markers for the future.** In: **Molecular genetics in fisheries.** Springer Netherlands, 1995. p. 117-121
- WRIGHT, S. **The interpretation of population structure by F-statistics with special regard to systems of mating.** *Evolution*, 395-420. 1965. 2012.
- ZUCCHI, M. I. **Análise da estrutura genética de *Eugenia dysenterica* DC utilizando marcadores RAPD e SSR.** Piracicaba, São Paulo. Tese (doutorado) – Escola superior de Agricultura Luiz de Queiroz. 130 p. 2002.
- ZUCKERBERG , B.; PORTER, W. F. **Thresholds in the long-term responses of breeding birds to forest cover and fragmentation.** *Biological Conservation*, n. 143, p. 952–962. 2010.